

**TARTU ÜLIKOOL**  
**ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT**  
**ZOOLOOGIA OSAKOND**  
**LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

Annabel Runnel

**Eesti kaitsealadel toimunud raiete seos metsalinnukoosluste  
muutumisega transektloenduste andmetel**

Magistritöö

Juhendajad: Asko Lõhmus PhD

Meelis Leivits MSc

**TARTU 2020**

## **Eesti kaitsealadel toimunud raiete seos metsalinnukoosluste muutumisega transektloenduste andmetel**

Kaitsealad on elurikkuse hoidmisel üks keskeid võtteid, põhieesmärgiga kaitsta liike ja elupaiku inimtegevusest tulenevate ohtude eest. Laialt levinud on sellised kaitsealad, kus on kaitsetegevus ja majandamine toimuvad samaaegselt, aga on vähe uuritud, kuidas selline režiim mõjutab nende tulemuslikkust elurikkuse kaitsel. Käesolevas töös uuriti Eesti kaitsealadel tehtud transektloenduste andmete põhjal, kuidas raietegevus on mõjutanud metsalinnustikku. Kõige olulisemana selgus käesolevast tööst, et 1) transektloenduse andmetest ei ole võimalik tuvastada seni Eesti kaitsealadel toimunud raiete märkimisväärset mõju haudelindude arvukusele ja mitmekesisusele, kuid 2) sellise mõju avastamiseks võivad transektloendused olla ebasobiv meetod suure vaatelejate vahelise varieeruvuse tõttu. Lisaks ei võimalda selle metoodika eripärad tuvastada haruldasi ja ohustatud liike ning on eeskätt välja töötatud üldlevinud metsalindude hindamiseks. Selle tõttu võiks kaitsekorralduslikult olulise info saamiseks kasutada teistel meetodidel kogutud andmeid.

Märksõnad: kaitsealad, metsalinnustik, transektloendused, piiranguvööndid.

## **Links between forest management and changes in forest bird communities in Estonia's protected areas according to data from line transect methods**

Protected areas are a key approach in conserving biodiversity, with the main objective to protect species and habitats against the threats arising from human activities. Integrated protected areas, where management activities and species conservation are implemented together, are widespread, but it is unclear how this regime affects their effectiveness in protecting biodiversity. Thesis's aim was to find out how logging activities in protected areas affect their forest bird abundance and species richness. Two most important findings were that 1) it is not possible to identify significant impact of harvests that have taken place in Estonian protected areas by using line transect method, but 2) line transect method may be inappropriate for detecting such effects due to the variability between observers. Additionally, this method was originally developed to evaluate abundance of widespread birds and does not allow to identify rare and threatened species. Therefore, data collected by other methods could be used to obtain information needed for conservation management.

Keywords: protected areas, forest birds, line transect methods, limited management zones.



# Sisukord

|   |    |
|---|----|
| 1. Sissejuhatus .....   | 6  |
| 1.1 Kaitsealade tulemuslikkus elurikkuse kaitsel .....            | 7  |
| 1.2 Kaitsealade kaitse- ja majandamisrežiimid .....               | 8  |
| 1.2 Kaitsealad Eestis .....                                       | 9  |
| 1.3 Linnud metsamaastikul ja nende kasutamine indikaatorina ..... | 10 |
| 1.3.1 Metsamajandamise mõju lindudele .....                       | 12 |
| 1.3.2 Kaitsealad linnustiku kaitsel .....                         | 13 |
| 1.4 Magistritöö eesmärgid .....                                   | 15 |
| 2. Materjal ja meetoodika .....                                   | 16 |
| 2.1 Uurimisalade valik .....                                      | 16 |
| 2.2 Loendusmeetoodika ja varasemad loendusandmed .....            | 17 |
| 2.3 Andmetöötlus .....  | 18 |
| 2.3.1 Analüüsitavad tunnused ja üksused .....                     | 18 |
| 2.3.2 Andmeanalüüs .....  | 19 |
| 2.4 Autori roll .....   | 21 |
| 3. Tulemused .....  | 22 |
| 3.1 Sihtkaitse- ja piiranguvööndi metsade linnukooslused .....    | 22 |
| 3.2 Muutused asustustiheduses ja liigirikkuses .....              | 24 |
| 3.3. Vaatlejast tulenevad erinevused .....                        | 26 |
| 4. Arutelu .....  | 29 |
| 4.1. Raiete mõju Eesti kaitsealade metsalinnustikule .....        | 29 |
| 4.2. Kasutatud loendusmeetoodika kriitiline analüüs .....         | 30 |
| 4.3. Rakenduslikud järeldused .....                               | 32 |
| Kokkuvõte .....   | 34 |
| Summary .....   | 35 |
| Tänuavaldused .....   | 37 |
| Kasutatud allikad .....   | 38 |
| LISAD .....   | 46 |



# 1. Sissejuhatus

Üks meede leevendada inimtegevusest tulenevaid negatiivseid mõjusid elurikkusele ja ökosüsteemidele on luua kaitsealasid, kus lubatakse üksnes väikese keskkonnamõjuga inimtegevust või jäetakse ala lausa looduslikule arengule. Ühel või teisel moel on loodust inimtegevuse eest kaitstud juba aastatuhandeid, kuid looduskaitsealasid on laiemalt loodud ja nende kaitset riiklikult korraldatud alates 20. sajandist (Chape et al., 2005). Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni raames on seatud rahvusvaheline eesmärk, et aastaks 2020 peab kaitsealade pindala moodustama vähemalt 17% kogu maismaa pindalast (SCBD, 2006). Praeguseks on see pindala kasvanud 15,2 %-ni, eesmärk pole seega täidetud (UNEP-WCMC & IUCN, 2020) ning elurikkuse kahanemine pole peatunud (Chape et al., 2005; Visconti et al., 2016). Kaitstavad metsad seejuures moodustavad metsade kogupindalast 16,3% (2015. aasta seisuga; FAO, 2015) ning kaitsealade hulk on tõusnud enim neis riikides, kus põlismetsade hulk on vähenenud (troopikas) (Morales-Hidalgo et al., 2015). Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni üks eesmärkidest on ka esinduslikkus, sh võtta igast metsatüübist 10% kaitse alla. Kuid 2009. aasta seisuga oli veel 46% ökoregioonides endiselt alla 10 % metsa kaitse all (Schmitt et al., 2009).

Kaitsealade planeerimine (välispiirid ja jaotus vöönditeks) ja majandamisviiside valik mängivad sealse elustiku kaitsel ja hoidmisel suurt rolli. Kaitsealadel majandustegevuse osaline lubamine suurendab võimalusi kaitsealade pindala suurendada, kuid samas võib vähendada nende elurikkust. Kaitsereežiimide tulemuslikkus võib muutuda ka ajas, eeskätt olenevalt sotsiaalmajanduslikest muutustest, mis võivad survet kaitsealade loodusressursside kasutamisele nii suurendada kui ka kohati vähendada. Halvasti läbi viidud planeerimisprotsess ning puudulik kaitsekorraldus võivad tekitada olukorra, kus tegelikud kaitse-eesmärgid jäävad saavutamata ja looduskeskkond saab hoopiski kahjustada (Leberger et al., 2020).

Linnud on hästi uuritud ja õiguslikult kaitstud liigirühm, kelle seisund võiks kaitsealade toimimise kohta anda olulist teavet. Metsalindude puhul on üldiselt teada, kuidas puistu struktuur ja vanus mõjutavad kooslusi, kuid kaitsereežiimi ja sellest lähtuva majandustegevuse mõju kaitsealadel pole palju uuritud – eriti just osaliste piirangute mõju linnustikule. Eestiski on see teema aktuaalne. Üle-eestilised andmed näitavad, et metsalindude arvukus on vähenenud (Volke & Nellis, 2019), kuid teadmata on trendid kaitsealadel ning kaitsealade roll lindude arvukuse languse pidurdamisel ja puhverdamisel.

Käesolev töö uurib olemasolevate transektloenduste andmete põhjal kaitsealadel tehtud majandamisotsuste mõju metsalindudele.

### **1.1 Kaitsealade tulemuslikkus elurikkuse kaitset**

Kaitsealadeta oleks paljude liikide ja elupaikade seisukord ilmselt halvem, kui ta seda hetkel on. Kaitsealad peaksid vähendama liikide väljasuremise tõenäosust, kaitstes neid elupaikade degradeerumise, killustumise ning muude ohtude eest (Gaston et al., 2008). Ometigi näitavad senised trendid, et kaitsealad ei ole suutnud elurikkuse kadu peatada ja inimtegevuse surve neile aladele on suur (Geldmann et al., 2019). Kaitsealade efektiivsus sõltub mitmetest teguritest: 1) kaitseala suurusest, kujust ja paigutusest maastikus, 2) kaitsereežiimist, 3) sotsiaalmajanduslikust stabiilsusest ja õiguslikest teguritest jne. Kaitsealad ei saa toimida ilma kaitse alt väljas olevate alade elurikkust arvestava majandamiseta, mis täiendab kaitsealasid (Franklin & Lindenmayer, 2009).

Kaitstavatel aladel kaitstakse elurikkust mitmes mastaabis, alustades isenditest ning lõpetades ökosüsteemidega. See vastab ökoloogiliste protsesside erinevatele skaaladele (Lindenmayer et al., 2006). Suured kaitsealad on olulised, sest nad sisaldavad endas rohkem elupaigatüüpe, erinevaid suktessioonistaadiumeid ja suuremaid populatsioone (Gaston et al., 2008). Väikesed kaitsealad ei ole elurikkuse säilitamisel nii efektiivsed, kuid ometigi on nad hädavajalikud, eriti seal, kus maastik on juba killustunud ning inimtegevusest kahjustunud (Volenc & Dobson, 2020). Loeb ka see, mis toimub kaitseala piirist väljaspool. Elupaikade kadu väljaspool kaitseala piire seab ohtu populatsioonide säilimise kaitseala sees (Häkkinen et al., 2017).

Kaitsealade planeerimisel kiputakse strateegiliselt mõtlema tõhusale ressursikasutusele, mis ei pruugi tagada elurikkuse tulemuslikku kaitset. Pindalalise eesmärgi saavutamiseks planeeritakse kaitsealad sageli piirkondadesse, kus ei pea majanduslike huvidega konkureerima – näiteks mäenõlvad või märgalad, mille majanduslik väärtus on väike. Ühtlasi võivad leebemate piirangutega alad olla paigutatud sinna, kus huvi majandada on suurem (Pfaff et al., 2014). Majandamishuvist tulenevalt pole elurikkusele olulised alad sageli piisavalt kaitstud ning suur osa praegustest kaitsealadest asub väheviljakatel ning äärmusliku kliimaga aladel, mida majandatakse vähem ka sel juhul, kui nad kaitse all ei oleks (Gaston et al., 2008; Joppa & Pfaff, 2011; Scott et al., 2001). Näiteid metsakaitsealade ebaühtlasest jaotusest saab tuua Rootsist ja Soomest, kus valdav osa kaitsealadest on koondunud põhja, seevastu majandustegevus on intensiivsem lõuna pool, kus asuvad

viljakamad alad (Angelstam et al., 2020; Virkkala & Rajasärkkä, 2007). Lõunapoolsetel aladel on kaitse all omakorda pigem väheviljakad nõmmemetsad ning sood, mitte kõrge produktiivsusega metsad (Virkkala et al., 2020). Ka Eestis oli metsakaitsealadel viljakaid laane- ning salumetsi ebaproportsionaalselt vähe (Lõhmus et al., 2004), mille tõttu võeti 2019. aastal nende metsatüüpidega kaetud alasid täiendavalt kaitse alla (Vabariigi Valitsus, 2019). Seejuures oli aga ökoloogiliselt väärtuslikke elupaiku maastikul alles vähe ning kaitsealad planeeriti tulevikuperspektiivi silmas pidades, jättes looduslikule arengule ka varem intensiivselt majandatud alasid (Lõhmus et al., 2020).

Kaitsealade ülalpidamise ja majandamisega kaasnevad paratamatult riigile ka otsesed kulutused, mis on seotud töötajate, seire ja aktiivse majandamise/taastamise vajadustega (Bruner et al., 2004). Alarahastatus ja ressursside puudumine kaitsealade majandamisel võib viia olukorrani, kus vajalikke looduskaitsemeetmeid ei saa ja ei suudeta rakendada, mis seab ohu kaitsealadele esialgu pandud eesmärgid (Coad et al., 2019).

## **1.2 Kaitsealade kaitse- ja majandamisrežiimid**

Kaitsealad võivad olla kaitserežiimi poolest erinevad: esineb rangelt kaitstavaid alasid, kus majandamine on keelatud, liikide kaitseks majandatavaid alasid ning alasid, kus on lubatud ka ressursside kasutamine näiteks puidu näol. Integreeritud kaitsealad, kus majandustegevus ja kaitse toimuvad üheaegselt, on eriti levinud Kesk-Euroopas (Forest Europe, 2015). Sellist režiimi on järjest rohkem kasutusele võetud, kuid selle efektiivsus elurikkuse kaitsel on küsitav (Locke & Dearden, 2005; Shafer, 2015).

Maailma Looduskaitse Liit (IUCN) on kaitserežiimi ranguse ja kaitsekorralduslike eesmärkide poolest jaotanud kaitsealad kuude kategooriasse. Metsakaitsealade puhul on näha, et range kaitse on efektiivsem, mida näitab fakt, et aastatel 2000-2014 on metsakadu IUCN kaitsealade kategooriates IV-VI olnud suurem kui kategooriates I-III. Sellegi poolest toimub mõnedes piirkondades kaitsealadel isegi rohkem raieid kui majandusmetsades ning just esimese kolme rangelt kaitstava kategooria aladel viimase paarikümne aasta jooksul on raiete osakaalu suurenemine kõige kõrgem olnud (Locke & Dearden, 2005). Peamine probleem V ja VI kategooria kaitsealadel on see, et puuduvad seadusega paika pandud piirid sealsete ressursside kasutamiseks (Leberger et al., 2020). Praegused poliitikad nõuavad just kaitsealade pindalalise eesmärgi täitmist, kuid keskenduda tuleks tõhusate majanduslahenduste otsimisele erinevate kaitserežiimide piires - majandamine peaks olema



täpselt seadusandlusega paika pandud ning orienteeritud liigirikkuse säilimisele (Forest Europe, 2015).

Erinevad režiimid kaitsealadel võivad olla vajalikud ka otseselt kaitse-eesmärkide täitmiseks. On liike, kellele ei leidu majandusmetsades elupaiku, kuid ka range kaitse all olevates metsades ei pruugi nad koosluste suktsessiooni tõttu säilida (Jaworski et al., 2019). Metsamaastik on looduslikult kompleksne ning inimtegevuse tulemusel võib see olla degradeerunud ja ühtlustunud ning tugevalt modifitseeritud maastikus puuduvad looduslikud häiringud ning protsessid, mis muidu annaksid nendest sõltuvatele liikidele elupaiga (Kuuluvainen, 2002, 2009). Kuna ka selliseid alasid võetakse kaitse alla, võib neis olla tarvis looduslikku struktuuri taastada (Braunisch et al., 2019; Leidinger et al., 2020). Näiteks ei pruugi mõned vana metsa elupaigaomadused ise liikide väljasuremise vältimiseks piisavalt kiiresti tekkida (Hedwall & Mikusiński, 2015). Samuti sõltuvad inimese tegevusest liigid neil aladel, mida ongi sajandeid majandatud, milleks on näiteks pärandkooslused metsas ja niitudel (Reier et al., 2005; Sebek et al., 2015).

Integreeritud metsakaitsealadel võivad majandustegevuse tulemusel kaduda looduslikele metsadele omased struktuurid ja seetõttu võib selline kaitseréžim olla ebaefektiivne just vanade metsade liikide kaitsel (Nagel et al., 2017). Selleks, et leida tasakaalu looduskaitseliste ja majandusliku arengu eesmärkide vahel, saab maastikke süsteemselt tsooneerida. Näideteks on leebema réžimiga „puhvertsoonid“ rangete kaitsealade ümber või range kaitsega tsoonide vahel, et pehmemdada ökosüsteemide vahelisi üleminekuid (Naughton-Treves et al., 2005). Metsade nn TRIAD stsenaariumi järgi jaotuks aga kogu maastik kolmeks tsooniks: 1) intensiivselt majandatud tsoon maksimaalseks puidutoodanguks; 2) tsoon, kus rakendatakse looduslähedast metsandust; 3) range kaitse all olev tsoon, kus majandamist ei toimu. On uuritud, et selle rakendamisel võiks võrreldes senise majandamisega maastikku alles jääda suurem protsent looduslike elupaiku ning samal ajal säilida majanduslik kasum puidutoodangu näol (Côté et al., 2010). Põhimõtteliselt sarnast süsteemi (metsade jaotust hoiu-, kaitse- ja tulundusmetsadeks) kasutati Eestis 20. sajandi lõpust kuni 2008. aastani.

## **1.2 Kaitsealad Eestis**

Eestis on kaitse all 19,4% maismaast ehk 843 778 ha (Roasto, 2020), sealhulgas metsa on kaitse all 574 000 ha (Keskkonnaagentuur, 2018). Kaitsealad jagunevad

Looduskaitseseaduse alusel kolmeks vööndiks: reservaadiks, sihtkaitsevööndiks ning piiranguvööndiks. Neist kaks esimest on range kaitse all, sh inimtegevus on lubatud sihtkaitsevööndis vaid teatud koosluste säilitamiseks. Seevastu piiranguvööndites on majandustegevus lubatud ja majandusotsuste tegemisel peab juhinduma kaitse-eeskirjast, millega võib olla seatud metsaseadusest erinevaid piiranguid, näiteks raielankide suuruse osas.

Hetkel puuduvad täpsed teadmised selle kohta, kuidas oleks õige piiranguvööndites majandada. Kui 2018. aastal selgitati teadlaste ja looduskaitsepraktikute koostöös välja, mis on prioriteetsemad lahendamata uurimisteemad Eesti looduskaitstes, siis jõudsid piiranguvööndite metsadega seotud kaks teemat kolmeteistkümne olulisima hulka (Lõhmus et al., 2019). Esimene neist on seotud kaitse planeerimisega piiranguvööndites: ei ole teada, millises ulatuses võiks majandamist kaitse-eeskirjaga lubada, et kaitseala kaitse-eesmärgid ei saaks kahjustada ning loodusväärtused säiliks nii piiranguvööndites kui ka nendega piirnevates range kaitse all olevates vööndites. Teine vastamata küsimus on seotud majandamisvõtetega, mis piiranguvöönditesse sobivad. Hetkel majandatakse seal metsa sarnaselt majandusmetsadega, sh tehakse lageraiet ning kasutatakse sama tehnikat. Puuduvad aga teadmised, kuidas võiks kasutada valikraieid jt võtteid, mille käigus säiliks metsas liikidele olulised elemendid (kõdupuit, säilikpuud) ning mitmekesine struktuur.

### **1.3 Linnud metsamaastikul ja nende kasutamine indikaatorina**

Linnukooslusi kujundavad metsamaastikul mitmed tegurid: metsatüüp, suktessioonistaadium, maastikuline struktuur ning metsa majandamine. Puistu struktuuriomadused, mis olenevad eelloetud teguritest, ning sobivate puistute pindala ja paigutus määravad suuresti ära, mis liigid metsamaastikul elavad (Brazaitis, 2011; Wesolowski et al., 2015).

Puistu mastaabis kujundavad linnu pesitsemis- ning toitumisvõimalusi puude vanus, metsa tihedus, rindelisus ning alustaimestiku olemasolu ja rohkus (Hewson et al., 2011). Looduslikul metsamaastikul tagavad puistute mitmekesisuse häiringurežiimid (Kuuluvainen, 2002; Swanson et al., 2011). Vanad ja looduslikult arenenud puistud on struktuurilt võrreldes majandusmetsadega mitmekesisemad, olles seetõttu linnukoosluste poolest rikkamad (Nilsson, 1997; Rosenväld et al., 2011). Puistu tihedus, puuliigiline koosseis ja eri rinnete väljakujunemine olenevad suuresti taimestiku kasvukohatingimustest.

lisaks erinevad metsatüübiti ka neile omased häiringud (Nilsson, 1997). Metsatüüpide vahelisest erinevusest tulenevalt on lindude liigirikkus ja asustustihedus leht- ja segametsades suurem kui okasmetsades (Wesołowski et al., 2015; Willson & Comet, 1996). Mitmerindeline mets ja tihe alustaimestik pakub lindudele nii toitumis- kui pesitsemispaiku, varju kiskjate ja ebasoodsa ilmastiku eest (Willson & Comet, 1996).

Maastiku mastaabis on oluline roll elupaikade pindalal, killustatusel ning heterogeensusel (Mikusiński et al., 2018). Metsades, kus toimib looduslik dünaamika (või seda jäljendav majandamine), esinevad eri vanuses puistute kõrval ka looduslikud häiringualad, nt tormimurrud ja põlengualad, kus saavad pesitseda ka avakoosluste linnud, seevastu aga lühikese raieringiga majandatavas metsamaastikus vana metsa liigid elupaika ei leia (Zawadzka et al., 2018). Lindudel on vajamineva elupaiga hulk palju suurem kui väikestel ja väheliikumatel organismidel (Angelstam et al., 2004). Tulenevalt sellest, et eri liikidel on erinevad toitumis- ja elupaigavalikustrateegiad ning pindalanõudlus, eeldab linnukoosluste kaitse maastiku perspektiivi (Angelstam et al., 2004; Ekroos et al., 2016; Harrison et al., 2005; Hewson et al., 2011). Vastavalt saab linde kasutada ka maastikumuutuste indikaatorina, kes reageerivad metsamajandamise tõttu muutunud toiduressursside ning pesitsuspaikade kättesaadavusele (Bayne & Nielsen, 2011). Indikaatorina kasutamist soosib asjaolu, et lindude vaatlemisel on pikk ajalugu ja sageli on nende kohta kogutud pikad aegread, mis võimaldavad jälgida arvukuse ja sigivuse muutusi.

Loendustulemuste tõlgendamisel elupaikade (sh nende kaitse) seisundi kohta tuleb aga arvestada uurimismetoodika eripäradega. Näiteks rändlindude puhul tuleb arvukusetrendide tõlgendamisel arvestada võimalusega, et arvukust mõjutab talvitusajal toimuv (Virkkala, 2004). Kesk-Euroopas on täheldatud, et metsamajandamine võib mõjuda lühi- ja kaugmaaränduritele erinevalt (Schulze et al., 2019). Lisaks võib lindude elupaigavalik ja toitumine liigiti geograafiliselt varieeruda (sama liik võib olla eri piirkondades eri nõudlustega) (Brazaitis et al., 2005) ja ühtne kindel vastus keskkonnatunnustele võib puududa (Hewson et al., 2011). Lisaks tuleb arvestada ka võimalusega, et muutused linnupopulatsioonide arvukustrendides võivad olla kallutatud halvasti valitud loendusmetoodika või ka loendaja tõttu. Metsas lindude loendamisel on palju aspekte, mis võivad linna kaardistamistäpsust ja märkamist mõjutada, varieeruvus andmetes võib tuleneda loendaja individuaalsetest eripäradest, keskkonnatingimustest ning ka vaadeldava linnuliigi omadustest (Bibby et al., 2000; Farmer et al., 2014). Kui seiretulemusi kasutatakse selleks, et anda hinnanguid populatsioonitrendidele, on oluline, et kasutatavad

vaatlusandmed oleksid usaldusväärsed, omavahel võrreldavad ja minimaalse veaga. Vaatlejast tulenevad vead lindude märkamisel ja kaardistamisel võivad tekitada olukorra, kus esineb positiivne või negatiivne kallutatus populatsiooni muutustes (McClintock et al., 2010; Sauer et al., 1994).

### 1.3.1 Metsamajandamise mõju lindudele

Puidutootmisele orienteeritud metsamajandamispraktikate tulemusel metsade struktuur vaesub ning looduslike elupaikade pindala väheneb (Esseen et al., 1997). Puiduvarumise mõju avaldub lindudele erinevalt, sõltuvalt liigi omadustest võib neile elupaiku ka lisanduda (King & Degraaf, 2000). Mõju avaldub peamiselt kolmel viisil: 1) läbi otsese elupaikade kadumise (nt suurte õõnepuude vähenemine; (Czeszczewik et al., 2015); 2) maastiku skaalal toimunud muutustena nt metsade vanuses, elupaikade mitmekesisuses, killustumises (Hansen et al., 1991) 3) metsatöödest tuleneva pesitsusaegse häirimise kaudu (Viigipuu & Tilgar, 2007). Olenevalt raieliigist võib koondmõju metsalinnustikule olla erinev: suurim mõju on lageraiepõhisel majandamisel, väikseim aga valikraie rakendamisel (Mägi, 2019).

Lageraied avaldavad lindudele mõju eelkõige struktuuriliselt mitmekesiste puistute kadumise kaudu, kuid ka metsade killustumise ning servaalade pindala suurenemise läbi (Hansen et al., 1991) Võrreldes lageraiealasad looduslike häiludega, jääb viimastesse alles palju elupaiku pakkuvaid surnud puid (Swanson et al., 2011), samuti pole üleminek looduslikult häilult vanaks metsaks nii märgatav kui vana metsa ning lageraieala vahel (Fuller, 2000) Metsamassiivide killustumise tulemusel suureneb servaalade osakaal ning ühtsed metsa-alad muutuvad väiksemaks, viimased on olulised pindalatundlikele liikidele (Austen et al., 2001; Brazaitis et al., 2005; Hofmeister et al., 2017). Eesti metsavärvuliste seast võib pidada tõeliseks sisealade liigiks väike-kärbsenäppi (*Ficedula parva*), kes väldib ka üksikuid lagedaid alasid suuremas metsas, eelistades tihedat puistut (Brazaitis & Angelstam, 2004). Seevastu generalistid ja võsastikega seotud liigid võivad servaalade tekkest just kasu saada, mille tõttu võib asusutustihedus ja liigirikkus sellistel aladel suur olla (Batáry et al., 2014; Fuller, 1995).

Harvendus- ning valikraied mõjutavad elustikku peamiselt muutuste kaudu metsa struktuuris (Griesser et al., 2007; Hayes et al., 2003; Vanderwel et al., 2007). Puistu hõrenemine võib negatiivselt mõjuda pesitsusajal metsa tihedusest sõltuvatele liikidele (Lycke et al., 2011), näiteks kisklusriski suurenemise tõttu (Griesser et al., 2007). Tihedas metsas toimub aga

raiejärgselt valgustingimuste paranemine, mille tagajärjel võib põõsarinne peagi suurened, soosides seal pesitsevaid liike (Bayne & Nielsen, 2011). Seetõttu on harvendusraie mõju hindamisel oluline raiest möödunud aeg (Harrison et al., 2005). Harvendusraie mõjusid uurivatest töödest on tehtud kokkuvõtva ülevaateid, millest selgub, et palju on dokumenteeritud harvendusraiate positiivset ja neutraalset mõju lindude asustustihedusele ning liigirikkusele. Bayne & Nielsen (2011) leidsid, et töödest, kus leiti negatiivne efekt, olid tehtud 80 % ulatuses lehtmetsades, ja positiivset mõju täheldanud töödest 70 % okasmetsades. Verschuyt et al. (2011) kokkuvõttest selgus, et negatiivsed mõjud tugevnesid ulatuslikuma harvenduse puhul. Eestis tehtud uuringu põhjal ei mõjutanud harvendusraied pesitsevate lindude tihedust, vaid linnukoosluse koosseisu – harvendatud alad meenutasid peale raiet pigem teisi metsatüüpe kui samu looduslikke metsatüüpe ning liigirikkus oli madalam harvendatud metsades (Lõhmus, 2004).

Uuringud valikraiate (häilraied) kohta on leidnud, et peamiselt mõjutavad need linnustikku positiivselt või neutraalselt (Forsman et al., 2010, 2013). Looduslikke häiringuid jäljendavad raied imiteerivad metsa looduslikku dünaamikat, kus puud surevad üksikult või langevad tuule tõttu väikeste gruppiden, seega loob selline majandamine maastikus vähemalt lühiajalist mitmekesisust (King & Degraaf, 2000; Lafleur et al., 2019). Euroopas on tehtud võrdlev uuring harvendusraie ning valikraie mõjust linnukooslustele, kus leiti, et nende järel tekkinud linnukooslused erinesid, kuid liigirikkus mitte, kusjuures arvukus oli suurem harvendatud aladel. Võrreldes harvendatud aladega olid valikraie alad mitmekesisemad ja sarnanesid struktuurilt rohkem vanale metsale (Versluijs et al., 2020).

### **1.3.2 Kaitsealad linnustiku kaitsel**

Üldiselt näitavad uuringud Põhja-Euroopas, et kaitsealade ebaühtlane paigutus, suurus, ümbritsev maastik ja kaitsereežiim võivad mõjutada sealset linnustikku. Soomes suureneb metsalindude liigirikkus lõuna suunas (Virkkala et al., 2020), kus kaitsealade osakaal maastikus on aga võrreldes Põhja-Soomega väiksem (Virkkala & Rajasärkkä, 2007). Langenud ongi just lõunapoolse levikuga liikide arvukus, mis võib viidata raiete suuremale mõjule (Virkkala et al., 2020). Kaitsealade suurem osakaal põhjas seda ei kompenseeri, sest metsade liigiline koosseis varieerub piirkonniti (Virkkala & Rajasärkkä, 2007). See võib tähendada, et pikas plaanis ei hoia Soome kaitsealade võrgustik liikide elujõulisi populatsioone (Virkkala et al., 2020). Sarnased on järeldused Rootsi metsaelustiku kohta

(Angelstam et al., 2020). Soomes on veel leitud, et üks peamine kaitsealade linnukoosluste varieeruvust seletav faktor on sealne vana metsa osakaal (Häkkinen et al., 2018) ning intensiivselt majandatavas maastikus on kaitsealade kooslus homogeensem (Häkkinen et al., 2017). Majandatud metsade keskel asuvate kaitsealade liigirikkus on ka üldiselt madalam (Mönkkönen et al., 2014).

Konkreetselt kaitsealade kaitsereežiimi (ja selle mõju linnustikule) puudutavat teaduskirjandust on vähe. Integreeritud kaitsealade toimimist linnustiku seisukohalt pole eriti parasvöötmes ja boreaalsete metsades uuritud, kuid on näiteid, kus seadusega lubatud raietegevus kaitsealadel võib linde negatiivselt mõjutada. Näiteks on raietegevus lubatud osas Bialowieza ürgmetsast ning on seni kattunud kõrge kaitseväärtusega liikide pesitsemisajaga, millel on ilmselge negatiivne mõju (Mikusiński et al., 2018). Bialowieza majandatud osades on valgeselg-kirjurähni (*Dendrocopos leucotos*) arvukuse langus olnud suur ning arvatavasti seotud kõrge majandamisintensiivsusega, sh surnud puidu eemaldamisega sanitaarraietel (Czeszczewik & Walankiewicz, 2006). Töös, kus võrreldi keskmise intensiivsusega majandatud ja rangelt kaitstavaid piirkondi intensiivselt majandatud aladega, leiti, et viimases oli lindude arvukus väiksem spetsialistliikidele avalduva negatiivselt mõju tõttu, samas kui tavalised liigid, nt metsvint, olid isegi arvukamad (Czeszczewik et al., 2015). Bialowiezas on ka leitud, et rangelt kaitstud alal on poole rohkem puuõõnsusi kui integreeritult kaitstaval alal (lubatud peamiselt sanitaaraie) (Walankiewicz et al., 2014).

Põhja-Ameerikas võrreldi madala intensiivsusega valikraietega majandatavaid ja range kaitse all olevaid alasid ja leiti, et mõlemad režiimid vähendasid vana metsa liikide väljasuremismäära (Peach, 2017). Raied võivad täita olulist rolli näiteks siis, kui kaitse alla on võetud majandusmetsad, mille struktuur ei paku elupaika looduskaitseks olulistele liikidele (nagu kanalised; Braunschweig et al. 2019), või kui eesmärgiks on kaitsta varasuktsessiooniliste elupaikade liike (Peach, 2017). Näiteks on leitud, et värbkakule (*Glaucidium passerinum*) on olulised metsa siseservad, mis tekivad looduses just häiringute tagajärjel. Looduslikule arengule jäetud majandusmetsades võtab selliste häiringute teke aega aastakümneid, mistõttu sobiks sinna just neid häiringuid jälgendav majandamine (Braunschweig et al. 2019).

## 1.4 Magistritöö eesmärgid

Kaitsealadel toimuva majandustegevuse ja kaitseriikide mõju elustikule on kogu maailmas vähe uuritud. Et Eestis on saadaval ajas tagasiulatuvad andmestikud kaitsealade sihtkaitsevööndite ja piiranguvööndite linnustikust, siis otsustati neid kasutades uurida, kuidas kaitseriik ja sellest tulenev majandamine on metsalinde mõjutanud. Uurimisküsimustele vastamiseks võrreldakse umbes kümneaastase vahega kogutud haudelinnustiku andmeid ja toimunud muutuseid seletatakse raiete pindala ning maastikutunnuste kaudu. Ühtlasi arvestatakse, et majandatavas metsamaastikus toimub ajaga kahesuguseid muutusi: samal ajal kui lageraied teatud vanu puistusi vähendavad, saavad mujal metsad vanemaks. Oluline on, milline on koondmõju lindude asustustihedusele ja liigirikkusele.

Töö käigus uuritakse ka seda, mil määral võib linnustikus toimunud muutuste mõju uurimist segada loendajast tulenev varieeruvus. Riikliku seire raames kasutatakse valdavalt transektloenduse meetodikat (Järvinen & Väisänen, 1975), mille käigus loendatakse linnud liikudes mööda transektjoont, märkides nad kindlatel kaugustel paiknevatesse vöönditesse. Antud töös võrreldakse eri perioodidest pärit andmestikku, kus esimese loenduse on eeltoodud meetodika alusel läbi viinud erinevad loendajad (teise loenduse tegi alati autor). On teadmata, kui kokkulangevad sellised ühekordsed loendused eri vaatlejatel on ja vastavalt - mil määral võivad „muutused“ peegeldada vaatlejate vaheldumist.

Töö käigus vastatakse järgmisele uurimisküsimustele:

1. Milline on kahe transektloenduse vahel tehtud erinevate raiete mõju metsalindude kooslustele ning kuidas on seotud raiete pindala lindude arvukuse ja liigirikkusega?
2. Millistest peamistest maastikutunnustest oleneb piirangu- ja sihtkaitsevööndite metsade linnustik? Kas need tunnused seostuvad eri kaitseriikidega?
3. Mil määral erinevad transektloendusel eri loendajate vaatlustulemused?

## 2. Materjal ja metoodika

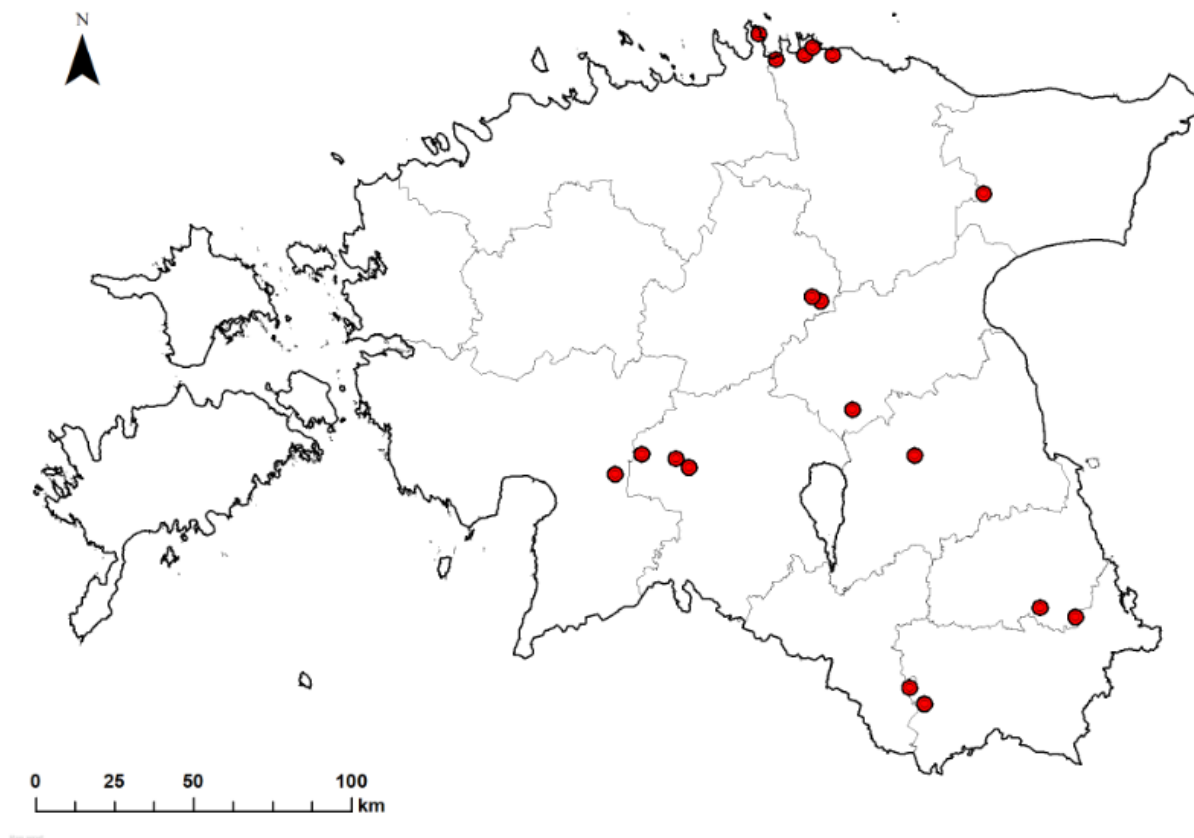
### 2.1 Uurimisalade valik

Magistritöö peamisele (esimesele) uurimisküsimusele vastati Eesti kaitsealadel varem tehtud loenduste kordamise kaudu, seostades vahepeal toimunud muutused haudelinnustikus toimunud muutustega maastikel. Seega selgitati kõigepealt välja, millised varasemad (ja potentsiaalselt korratavad) loendusandmed on olemas. Niisugusteks andmeteks on Natura linnualade transektloenduste andmed aastatest 2012–2015 ning Linnuatlase jaoks kogutud andmed aastatest 2006 ja 2008, mis saadi geoinfopunktide formaadis Keskkonnaagentuurist (kontakt: Meelis Leivits).

Käesoleva töö jaoks valiti välja 60 üle Eesti paikneva transekti seast 10 transekti, mis asuvad peamiselt piiranguvööndites ning 5 transekti sihtkaitsevöönditest. Hiljem lisati neile metoodiliste küsimuste käsitlemiseks kolm transekti. Kõikide töös kasutatavate transektide paiknemine Eestis on näidatud joonisel 1, nende asukoha kaitsealad ja vööndite kaitse-eesmärgid on näidatud lisas nr 1. Transektide valikul jälgiti esmajoones seda, et transektidega hõlmatavad metsaalad oleks maakattetüüpide ja raieintensiivsuse poolest võimalikult varieeruvad, lähtudes vastavalt CORINE maakattekaardist ning metsateatiste hulgast peale esimest loendust (andmed Keskkonnaagentuurist). Samas püüti igale sihtkaitsevööndi transektile leida CORINE „metsatüüpide“ (leht-, sega-, ning okasmetsad) jaotuselt enam-vähem sarnane transekt ka piiranguvööndist. Seda oli vaja selleks, et elupaigatüüpide erinevus ei varjaks andmetöötlusel raieintensiivsuse mõju.

Kuna Natura linnualadel tehtud transektide seast ei leitud töö kriteeriumitele vastavaid transekte piisavalt, valiti kaks transekti ka Linnuatlase loenduste jaoks tehtud transektide seast. Ühtlasi selgus, et kordusloenduste tarvis välja valitud 15 transekti olid läbitud kaheksa erineva inimese poolt (kolmelt loendajalt kolm transekti, ühelt loendajalt kaks transekti ning neljalt loendajalt üks transekt). Kuna vaatleja mõju osutus töö käigus oluliseks, lisati 2020. aastal kolm täiendavat transekti, mille järel oli viielt loendajalt kolm transekti, ning kolmelt üks. Täiendus võimaldas paremini hinnata, kas kahe loenduskorra vahel toimunud muutus haudelinnustikus võib tuleneda esma- ja kordusloendaja vahelisest erinevusest.





**Joonis 1.** Transektide paiknemine Eestis (N=18).

## 2.2 Loendusmetoodika ja varasemad loendusandmed

Käesoleva töö kordusloendustest 15 viidi läbi vahemikus 26.06-17.06.2019 ning kolm 27.05-04.06.2020. Transektloenduse ehk joontakseerimine metoodika kujutab endast ühekordset kaardistamist pikal kitsal proovialal ja sobib suurte alade haudelinnustiku kiireks inventeerimiseks (Järvinen & Väisänen, 1975). Linde kaardistatakse liikudes sirgjooneliselt mööda transekti keskjoont ja märkides töökaardile (antud töös kasutati paberkaarti mõõtkavas 1:2000) kõik nähtud ja kuulnud linnud. Seejuures tuleb märgatud linnud jagada transektjoonest eri kaugustel asuvatesse kaugusvöönditesse (kuni 25 m, 25–50 m, kaugemal kui 50 m asuvad linnud). Transektid on ristkülikukujulised ning 5 km pikkused: pikem külg 1,5 km (ida- ja läänekülg) ja lühem 1 km (põhja- ja lõunakülg), mõni transekt oli kujult vastupidine. Kaks linnuatlase jaoks tehtud transekti olid ruudukujulised ja 4 km pikkused (iga külg 1 km). Linde loendatakse vahemikus 25. mai – 15. juuni, tuulevaikse ning sademeteta ilmaga.

Selleks, et täpsemalt analüüsida loendajate vahelisi erinevusi, viidi 20.06 ja 28.06.2020 läbi täiendav katse. Eelkirjeldatud metoodikat kasutades loendasid samaaegselt ühel transektil linde kolm inimest (lisaks töö autorile ka Liis Keenberg ja Urmas Sellis). Ühe transekti pikkus oli seejuures 1,2 km, mis kulges sirgjooneliselt mööda metsasihti linnurikkas metsatüübis. Kokku loeti linde kahel transektil. Loendajad liikusid mõnemeetriste vahedega üksteise järel, vahetades positsioone iga 200 m tagant, et kõigil oleks võrdne võimalus linde esimesena märgata. Vaatlejad ei konsulteerinud loenduse ajal üksteisega ning analüüsi aluseks olid nende välitöökaardid.

## **2.3 Andmetöötlus**

### **2.3.1 Analüüsitavad tunnused ja üksused**

Kuigi loendusüksus oli transekt, osutusid 5 km pikkused transektid keskkonnatunnuste poolest mitmekesiseks ega võimaldanud analüüsida ühtseid „maastikke“. Selleks, et analüüsida piirkondlike raiete mõju lindudele, lõigati transektid enam-vähem võrdseks lõikudeks, mis erinesid pindalalt üksteisest umbes 10% ulatuses (12,04–13,37 ha; N=56). Lõikudeks jaotamisel vaadati metsateatiste alusel seda, et need erineksid just majandatuse astme poolest. Ühelt transektilt kaasati vaid kaks lõiku, sest transekti läbimatu tõttu jäid kordusloendajal ülejäänutes linnud loendamata.

Kuna kõik loendajad polnud ühtlaselt 50 meetri joonest kaugemal olevaid linde märkinud, siis kasutati põhianalüüsides vaid kuni 50 m paiknevaid linde. Andmed olid digiteeritud geoinfopunktidena, mis tähistasid märgatud linde ning nende juures oli info lindude tegevusest ja pesitsuskindlusest. Töös kasutatavaks vaatlusühikuks oli haudepaar, milleks arvestati kõik linnud, kelle pesitsuskindlus oli vähemalt „võimalik“ (ka üksikisendite tavavaatlused). Ülelendajad haudepaarina kirja ei läinud. Kui muidu antakse paaridele ka osaväärtuseid (0,5), siis siin töös kasutati vaid täisarve. Seetõttu ei ole asustustiheduse hinnangud (arvutatud paari/10 ha kohta) otse võrreldavad teisel moel kokku võetud töödega (nt Lõhmus, 2004).

Põhianalüüsi sõltuvaks tunnuseks oli kahe loenduse vahel toimunud muutus liikide arvus või asustustiheduses, mis analüüside jaoks logaritmiti. Lisaks arvutati igale transektilõigule järgmised seletavad tunnused, mille kohta on toodud tabel lisas nr 2:

1. kahe loenduse vahelisel ajal tehtud lageraiete osakaal transektilõigu pindalast (lagerai-, veer-, trassiraiad ning raadamine);
2. muude raiete osakaal transektilõigu pindalast (hooldus-, kujundus- ning häilraiad);
3. lageraiete ja muude raiete summaarne osakaal transektilõigu pindalast;
4. puistute keskmine vanus (pindalaga kaalutud);
5. puistute vanuseline mitmekesisus (järjestati kõik puistud vanuse järjekorras ja leiti pindala arvestav ülemise ja alumise kvartiili vahe);
6. männikute osakaal transektilõigu pindalast (puistud, kus esimeses rindes oli üle 80% mändi);
7. mullatüüpide Shannon-Wieneri mitmekesisuse indeks (mullatüüpidega eristati transektilõigul glei-, karbonaatsed, lammi-, leede-, leetunud-, madalsoo-, pruun-, siirdesoo+raba-, tehis- ning turvastunud mullad);
8. viljakate muldade osakaal transektilõigu pindalast (pruun-, turvastunud ning gleimullad).

Arvutuste aluseks olid geoinfopäringud Maa-ameti hallatavast metsaregistrist ja Eesti mullastiku kaardilt. Andmetöötlus viidi läbi programmides Microsoft Excel ja Esri ArcGIS versioonis 10.6.

### **2.3.2 Andmeanalüüs**

Uurimistöö hüpoteeside kontrollimiseks tehti neli peamist analüüsi. Kasutati tarkvarapakette Statistica 13 (analüüsid 1-2, 4-5) ja PC-Ord (analüüs 3) ja R.

1. Linnustiku koosseisu mõjutavaid tegureid 2019. aastal läbi viidud loendustel analüüsiti ordinatsiooni ja sellega tarkvarapaketi PC-Ord seotud analüüside (mitmese reaktsiooni permutatsioon, MRPP; indikaatorliikide analüüs) kaudu. Ordinatsioonimeetodiks oli NMS (*non-metric multidimensional scaling*, mittemeetriline mitmemõõtmeline skaleerimine), kasutati Sorenseni kaugusmõõdikut ja andmetega viidi läbi autopiloot-režiimil 250 tsükli. Analüüsimiseks logaritmiti lindude asustustihedused ja välja jäeti liigid, keda kohati vaid ühel transektilõigul. Keskkonnatunnustele (ptk. 2.3.1) lisati ka iga transektilõigu keskelt

võetud koordinaadid, et käsitleda geograafiliselt lähedaste alade sarnasust. MRPP analüüsi kasutati võõnditevaheliste erinevuste testimiseks.

Transektilõikude seas eristati sihtkaitsevöönd ja piiranguvöönd, lähtuvalt kõigepealt sellest, kas emb-kumb vöönd moodustas vähemalt 75% pindalast. Eraldi vaadati üle juhtumid, kus transektilõigul oli tehtud raieid või esines mõlemat vööndit enam-vähem võrdselt: neist loeti „piiranguvööndiks“ lõigud, kus oli tehtud rohkem raieid kui eelnevalt tuvastatud piiranguvööndilõikude alumises kvartiilis ( $>6\%$  pindalast). Kokku tuli 28 transektilõiku sihtkaitsevööndist ning 28 piiranguvööndist.

Järgnevalt ühendati vaatluste iseseisvuse suurendamiseks lõike, mis olid pärit samalt transektilt. Seda tehti eelnevalt arvutatud maastikutunnuste alusel ning ühendatud said need lõigud, kus raie osakaal (kui raieid oli tehtud) ei erinenud üle 20% koguväärtusest, keskmine vanus ei erinenud üle 20 aasta, männikute osakaal ei erinenud üle 20% koguväärtusest (kui männikuid esines) ning ka viljakate muldade osakaal 20% koguväärtusest. Kui samalt transektilt leiti kriteeriumitele vastavad lõigud, võeti nende tunnustest keskmine ning liideti nad üheks. Peale seda jäi alles sihtkaitsevööndist 24 lõiku ja piiranguvööndist 28 lõiku, millega viidi läbi ka analüüsid.

2. Seda, kuidas üldiselt kaitsealadel linnustik muutunud on, uuriti kahe mitmefaktorilise lineaarse segamudeliga (üks asustustiheduse, teine liikide arvu muutuse kohta; tüüp III), kaasates kõik metsa-alad. Analüüsi kaasati juhusliku faktorina kategooriline tunnus „transekt“. Pidevateks seletavateks tunnusteks olid männikute pindalaline osatähtsus, puistute kaalutud keskmine vanus, vanuseline mitmekesisus, viljakate muldade osakaal, mullatüüpide Shannon-Wieneri indeks, samuti ka lage- ning muude raie osakaal. Sobivaima mudeli leidmiseks kasutati nii mudeli üldist olulisuse tõenäosust kui ka Akaike informatsioonikriteeriumit.

3. Raie mõju asustustihedusele uuriti samuti mitmefaktorilise lineaarse segamudeliga. Sõltuv tunnus oli haudepaaride asustustiheduse muutus transektilõigul kahe loenduse vahel (normaaljaotuse saavutamiseks logaritmitud) ning seletavateks tunnusteks lageraie ja muude raie suhteline pindala. Asustustiheduse muutuse arvutamisel jäeti välja need alad, mis juba esimesel loenduskorral olid raiesmikud. See oli vajalik selleks, et varasemate raiesmike metsastumine ei segaks kahe loenduse vahel toimunud raie mõju tuvastamist. Selle tulemusel muutusid analüüsitavad transektilõigud pindalalt erinevamaks ja analüüsida sai üksnes asustustihedusi, mitte muutust liikide arvus (mis on sõltuv pindalast).

4. Seda, kas esimese ja teise loenduse haudepaaride ja liikide arvu suhteline muutus võib tuleneda loendajast, uuriti ühefaktorilise ANOVAGA. Pidevaks sõltuvaks tunnuseks oli esimese loendaja haudepaaride ja liikide arvu suhe kordusloendaja tulemustesse ning kategooriliseks juhuslikuks faktoriks loendaja. Analüüsi kaasati viie erineva loendaja tulemused kolmelt transektilt, seejuures jäeti arvutamisel välja need linnud, kes esinesid väljaspool 50 m riba.

5. Loendajate katse analüüsi jaoks tehti kirjeldavad kokkuvõtted, seejuures pandi kokku kahelt transektilt (mõlemad 1,2 km pikad) pärinevad andmed. Katse andmed pärinesid välitöökaartidelt, mille kandis sisse ja tõlgendas töö autor. Loendajate katse on kokkuvõtivate numbritega kirjeldatud, seejuures tehti kokkuvõtte isendite, mitte haudepaaride kaupa. Iga isendi puhul määrati, kas ja mitu loendajat teda nägi.

## **2.4 Autori roll**

Antud magistr töö autor püstitas juhendajate abiga töö eesmärgid, planeeris ja viis iseseisvalt läbi välitööd, valides selle jaoks välja sobivad transektid. Autor arvutas juhendajate suunamisel poolte analüüsides kasutatavate tunnuste väärtused, viis osalise abiga läbi andmeanalüüsi ning kirjutas töö käsikirja.

### 3. Tulemused

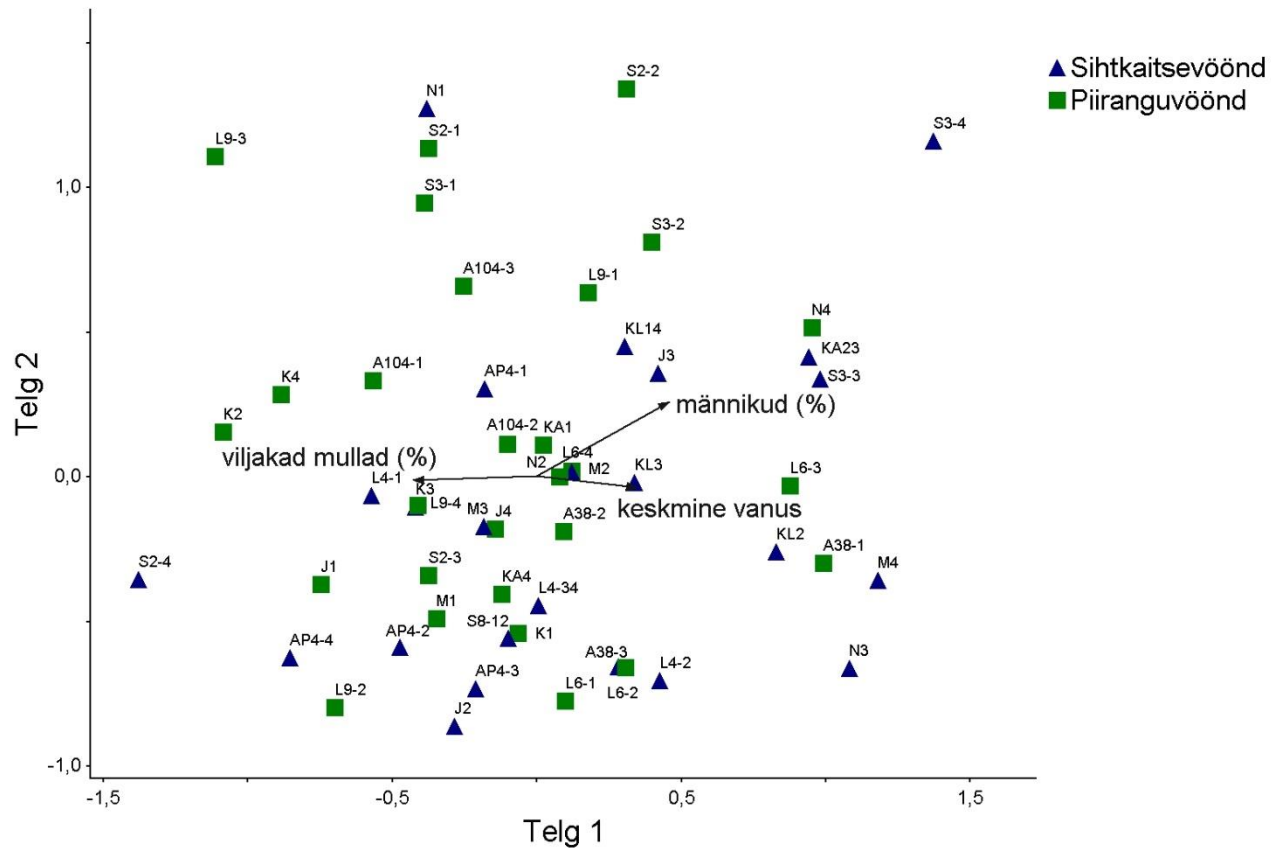
#### 3.1 Sihtkaitse- ja piiranguvööndi metsade linnukooslused

Kordusloenduste NMDS ordinatsioonis oli optimaalne kolmemõõtmeline lahend. Kõige rohkem seletasid varieeruvust 1. ja 2. telg ( $r^2 = 0,309$  ja  $r^2 = 0,265$ ; 3. telg  $r^2 = 0,158$ ), mis on kuvatud ka joonistel 3 ja 4. Esimese teljega korreleerusid analüüsi kaasatud keskkonnatunnustest enim männikute osakaal ( $r^2 = 0,30$ ) ning viljakate muldade osakaal (esimese teljega  $r^2 = 0,29$ ), ning pindalaga kaalutud keskmine vanus (esimese teljega  $r^2 = 0,23$ ) (joonis 3). Teise teljega korreleerusid mõõdetud keskkonnatunnused nõrgemalt, olulisem oli männikute ( $r^2=0,17$ ) ja raiete pindala ( $r^2=0,14$ ). Seega võib üldistatult öelda, et Eesti kaitstavate metsamaastike peamine linnustikukontrast on vanade majandatud männikute ja noorte viljakate metsadega alade vahel.

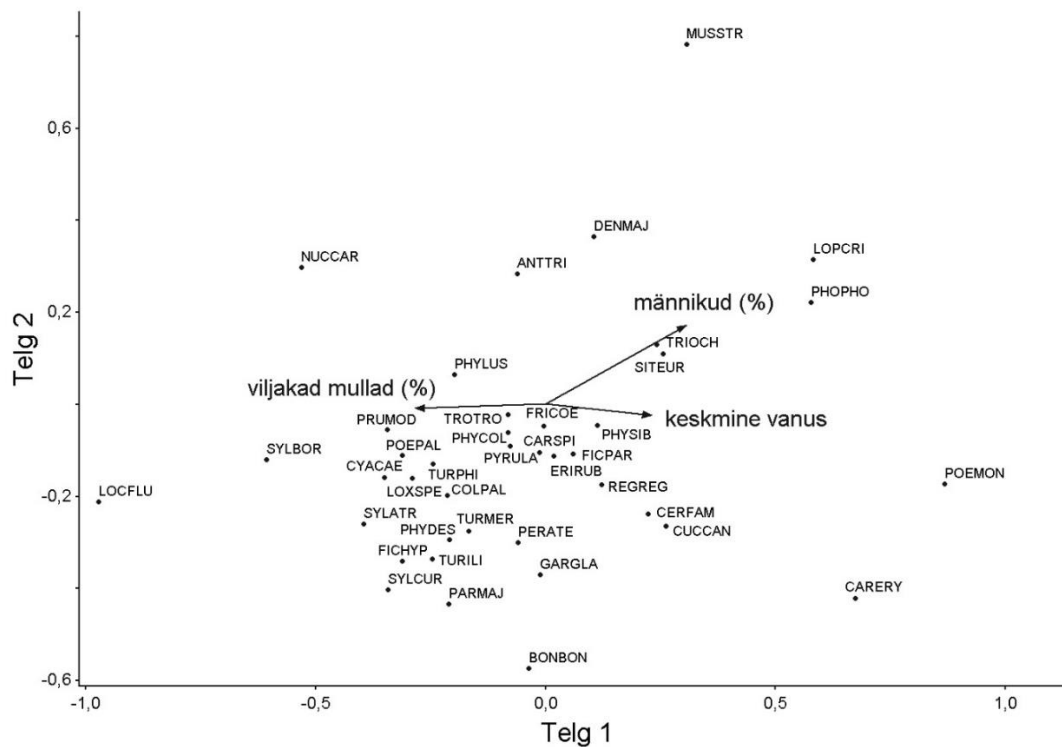
Samas tunnusruumis paiknevate liikide tsentroidid eristuvad samuti kõige selgemini vastavalt metsatüübile (joonis 4). Vanemate männikutega on seotud eelkõige lepalind (*Phoenicurus phoenicurus*), tutt-tihane (*Lophophanes cristatus*), hall-kärbsenäpp (*Muscicapa striata*) ning suur-kirjurähn (*Dendrocopus major*), samal ajal aga viljakatel muldadel kasvavaid metsasid iseloomustavad sellised noorte või keskealiste metsade liigid nagu jõgi-ritsiklind (*Locustella fluviatilis*), aed-põõsalind (*Sylvia borin*), mustpea-põõsalind (*S. atricapilla*) ja mänsak (*Nucifraga caryocatactes*). Tunnusruumi keskel paiknevad aga generalistide ja arvukate liikide tsentroidid: metsvint (*Fringilla coelebs*), punarind (*Erithacus rubecula*), mets-lehelind (*Phylloscopus sibilatrix*) ning käblik (*Troglodytes troglodytes*). Puistute kaalutud keskmise vanusega on seotud põhjatihane (*Poecile montanus*), karmiinleevike (*Carpodacus erythrinus*), porr (*Certhia familiaris*) ja kägu (*Cuculus canorus*). Karmiinleevikese, kelle elupaigaks on tegelikult pool-avamaastikud, tsentroid on ordinatsiooniruumis pigem juhuslik, kuna teda nähti peamiselt ühel transektil talle sobivas avatud elupaigas, ent lõigul, mis ülejäänud osas koosnes valdavalt vanadest metsadest.

MRPP test ei näidanud vööndite vahel olulist linnukoosluste erinevust ( $p = 0,199$ ), kuid indikaatorliikide analüüs näitas tendentsi õõnelindude koondumisele sihtkaitsevöönditesse: põhjatihane ( $p = 0,055$ ), must-kärbsenäpp (*Ficedula hypoleuca*) ( $p = 0,038$ ), tutt-tihane ( $p = 0,070$ ). Samuti esines sihtkaitsevööndis sagedamini vainurästast (*Turdus iliacus*) ( $p = 0,049$ )

ning käbilinde (*Loxia sp.*) ( $p=0,035$ ). Nõrgalt on näha ka metskiuru (*Anthus trivialis*) ( $p = 0,070$ ) sagedamat esinemist piiranguvööndites.



**Joonis 3.** Vöönditeks jaotatud transektilõikude paiknemine ordinatsiooniruumis. Vektorina on esitatud kolm telgedega kõige tugevamini korreleerunud keskkonnatunnust: männikute ning viljakate muldade osakaal ning pindalaga kaalutud puistute keskmine vanus. Märjised tähistavad transektilõikude nimesid, mille juurde kuuluvad maastikutunnused on toodud välja lisas 2.



**Joonis 4.** Liikide tsentroidide paiknemine ordinatsiooniruumis (sama lahend nagu joonisel 3; liigilühendite selgitus lisas 4).

### 3.2 Muutused asustustiheduses ja liigirikkuses

Keskmine asustustiheduse muutus kahe loenduskorra vahel arvatuna transektilõikudelt oli 4,76% (95% usaldusintervall -8,4...17,9) ning keskmine liigirikkuse muutus 5,46% (95% usaldusintervall -5,77...16,7). Tabel koos transektide ja neil loendatud liikide haudepaaridega on esitatud lisas 3, haudepaaride koguarvud esimese ja teise korduse kohta on esitatud lisas 5.

Muutuseid metsalindude asustustiheduses ja liigirikkuses ei seletanud oluliselt ükski analüüsi kaasatud maastikutunnus, küll aga erinesid nii asustustiheduse kui ka liikide arvu muutused transektiti (tabel 1: juhufaktori mõju). Liikide arvu puhul tuli olulisusele lähedaseks ( $p = 0,073$ ) lageraiete osakaalu negatiivne mõju. Asustustiheduse puhul sellist seost välja ei tulnud. Liigirikkuse muutusega kaldusid positiivselt seotuma ( $p = 0,059$ ) ka viljakate muldade ning männikute osakaalud. Kuna ükski tunnus oluline polnud, siis Akaike informatsioonikriteeriumile ( $\Delta AIC < 2$ ) vastavat mudelit ei leidunud.



Kahe loenduse vahelisel ajal toimunud raieid eraldi vaadeldes leiti lageraietel lindude asustustiheduse muutusele olulisele lähedane positiivne seos (tabel 2). Oluliseks tuli ka ala (transekti) mõju, mis näitab, et asustustiheduse muutus on transektiti erinev.

**Tabel 1.** Mitmefaktoriline lineaarne segamudel (täismudel; tüüp III) seletamaks muutusi metsalindude asustustiheduses ja liigirikkuses maastikutunnuste ja raiete pindala kaudu (N = 15 transektilõiku).

|                           | df | Asustustihedus                |      |       | Liikide arv                   |      |           |
|---------------------------|----|-------------------------------|------|-------|-------------------------------|------|-----------|
|                           |    | $R^2_{adj} = 0,38; p = 0,006$ |      |       | $R^2_{adj} = 0,29; p = 0,029$ |      |           |
|                           |    | MS                            | F    | p     | MS                            | F    | p         |
| Lageraie %                | 1  | 0,17                          | 2,03 | 0,164 | 0,23                          | 3,43 | 0,073 (-) |
| Muu raie %                | 1  | 0,01                          | 0,09 | 0,760 | 0,02                          | 0,28 | 0,599     |
| Kesk. vanus               | 1  | 0,13                          | 1,50 | 0,228 | 0,001                         | 0,01 | 0,909     |
| Mullastiku H <sup>a</sup> | 1  | 0,18                          | 2,11 | 0,156 | 0,19                          | 2,79 | 0,104     |
| Vanuse H <sup>a</sup>     | 1  | 0,01                          | 0,17 | 0,680 | 0,003                         | 0,04 | 0,844     |
| Männikud %                | 1  | 0,14                          | 1,60 | 0,214 | 0,22                          | 3,28 | 0,079 (+) |
| Vilj. muld %              | 1  | 0,07                          | 0,86 | 0,359 | 0,26                          | 3,81 | 0,059 (+) |
| Ala                       | 14 | 0,21                          | 2,51 | 0,014 | 0,14                          | 2,11 | 0,038     |
| Viga                      | 34 | 0,09                          |      |       | 0,07                          |      |           |

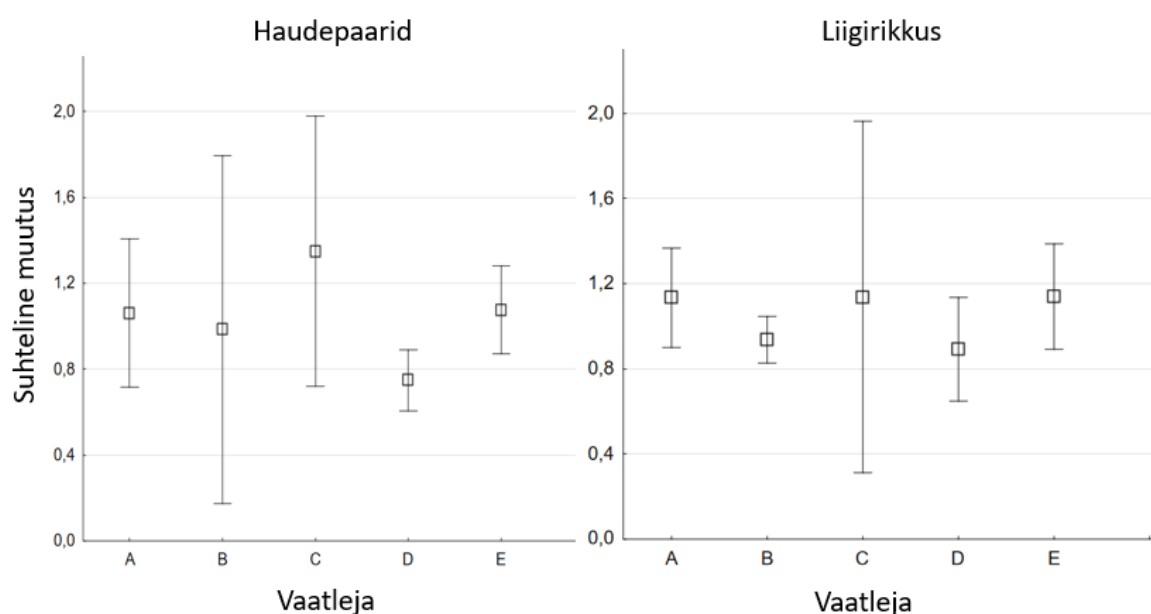
<sup>a</sup> H – mitmekesisus, mis mullastiku puhul on hinnatud Shannoni indeksi abil (pindalade osakaalust) ja vanuse puhul transekti puistuvanuste kvartiilide vahena (aastates)

**Tabel 2.** Lineaarne segamudel lindude asustustiheduse muutusest kahe loenduskorra vahel, olenevalt lageraie ja muude raiete suhtelisest pindalast ning transektist (juhufaktor).

|              |    | R <sup>2</sup> <sub>adj</sub> = 0,39 | p = 0,002 |           |
|--------------|----|--------------------------------------|-----------|-----------|
|              | df | MS                                   | F         | p         |
| Lageraie %   | 1  | 0,29                                 | 3,5       | 0,069 (+) |
| Muud raied % | 1  | 0,02                                 | 0,2       | 0,648     |
| Transekt     | 14 | 0,29                                 | 3,3       | 0,002     |
| Viga         | 39 | 0,09                                 |           |           |

### 3.3. Vaatlejast tulenevad erinevused

Ühefaktoriline ANOVA näitas esimese loenduse teinud vaatleja isiku mõju haudepaaride arvu suhtelisele muutusele, kuid mitte muutusele kohatud liikide arvus (tabel 3). Siiski ei erinenud kordusloendaja (autori) tulemused süsteemselt eelnevatest loendajatest: varasemad loendajad said kordusloendajast keskmiselt kõrgemaid ja madalamaid tulemusi (joonis 5). Kordusloendajast märkimisväärselt erinevaid loendustulemusi esines ka nende loendajate puhul, keda analüüsi ei kaasatud, sest nad olid loendanud vähem kui kolmel transektil (lisa 3).



**Joonis 5.** Vaatlejate varieeruvus asustusiheuse suhtelise muutuse puhul. Kastid tähistavad keskmist ning vurrud 95% usaldusintervalli.

**Tabel 3.** Ühefaktoriline dispersioonanalüüs selgitamaks viie esmavaatleja mõju järgneva suhtelise muutuse hinnangule haudepaaride arvus ja liigirikkuses (n = 15 transekti).

|          | Haudepaarid |                              |       |      | Liikide arv                   |     |      |
|----------|-------------|------------------------------|-------|------|-------------------------------|-----|------|
|          |             | $R^2_{adj} = 0,41; p = 0,05$ |       |      | $R^2_{adj} = 0,29; p = 0,029$ |     |      |
|          | df          | MS                           | F     | p    | MS                            | F   | p    |
| Vaatleja | 4           | 16,4                         | 117,5 | 0,05 | 0,05                          | 1,0 | 0,43 |
| Viga     | 10          | 0,4                          |       |      | 0,04                          |     |      |

Kolme vaatlejaga välikatses registreeriti kokku 204 linnuisendit. Juhte, kus kõik tuvastasid sama linnu, esines 99 korral (48%) ja vaid 51 korral (25%) olid kõik vaatlejad ühtlasi märkinud sama liigi samasse kaugusvööndisse (tabel 4). Ainult kaks vaatlejat tuvastasid sama linnu 43 korral (21%) ja ainult ühe vaatleja tuvastatuks jäi 62 lindu (30%). Arvulisi väärtusi kaugusvööndite kaupa analüüsides (tabel 5) selgub, et kokkulangevused kolme vaatleja vahel olid kõige väiksemad 25-50 m ribal (abiriba). Vaid ühe vaatleja pool tuvastatud linde esines kõigi vaatlejate puhul enim 50 m kaugemale jääval alal. Vastupidiselt lindude arvule liikide arvus loendajate vahel suurt erinevust ei selgunud. Küll aga tekkis varieeruvus andmetes sellest, et eri vaatlejad tõlgendasid sama linnu liikumisena vaatlusi, mille alusel teised olid eristanud samas kohas mitu isendit (sagedamini arvukate liikide puhul nagu mets-lehelind, käblik ja punarind).

**Tabel 4.** Vaatlejate katse üldised kokkuvõtted. Muude lindude alla kuuluvad nii häälitsejad, ülelendajaid kui ka tavavaatlused.

| Vaatlustulemuste kokkulangevus                              | Laulvad linnud | Muud linnud | Kokku |
|---|----------------|-------------|-------|
| <i>Kolm vaatlejat tuvastasid linnu</i>                      | 72             | 27          | 99    |
| - sh vaatlejatel sama liigimäärang ja vöönd                 | 33             | 18          | 51    |
| - sh sama määrang, aga vöönd erines vähemalt ühel vaatlejal | 30             | 1           | 31    |
| <i>Vaid kaks vaatlejat tuvastasid linnu</i>                 | 34             | 9           | 43    |
| - sh neil kahel vaatlejal liigimäärang ja asukoht sama      | 25             | 9           | 34    |
| <i>Vaid üks vaatleja tuvastas linnu</i>                     | 38             | 24          | 62    |
| Kokku   | 144            | 60          | 204   |

**Tabel 5.** Vaatlejate katse kokkuvõtted kaugusvööndi kaupa. Veergudes tähistab „A“ töö autorit, „1.“ ja „2.“ aga teist kahte katses osalenud loendajat.

|                     |              |     |     |     | Liikide arv |    |    | Sama<br>liigimäärang ja<br>kaugus | Linnud, keda<br>nähti vaid 1<br>inimese poolt |    |    |
|---------------------|--------------|-----|-----|-----|-------------|----|----|-----------------------------------|---|----|----|
| Lindude arv vööndis |              |     |     |     | vööndis     |    |    |                                   |   |    |    |
| Kaugusvöönd         |              | A   | 1.  | 2.  | A           | 1. | 2. |                                   | A   | 1. | 2. |
| 25 m                | <i>kokku</i> | 42  | 34  | 50  | 21          | 19 | 23 | 25                                | 1   | 3  | 9  |
|                     | lauljad      | 16  | 10  | 19  |             |    |    | 5                                 | 0   | 1  | 3  |
|                     | muud         | 26  | 24  | 31  |             |    |    | 20                                | 1   | 2  | 6  |
| 25-50 m             | <i>kokku</i> | 34  | 40  | 44  | 11          | 18 | 16 | 7                                 | 0   | 4  | 7  |
|                     | lauljad      | 29  | 29  | 37  |             |    |    | 4                                 | 0   | 0  | 5  |
|                     | muud         | 5   | 11  | 7   |             |    |    | 3                                 | 0   | 4  | 2  |
| 51 m                | <i>kokku</i> | 58  | 71  | 70  | 21          | 21 | 20 | 26                                | 7   | 14 | 17 |
|                     | lauljad      | 54  | 64  | 60  |             |    |    | 24                                | 7   | 10 | 12 |
|                     | muud         | 4   | 7   | 10  |             |    |    | 2                                 | 0   | 4  | 5  |
| <i>Kokku</i>        |              | 134 | 145 | 164 | 34          | 34 | 31 | 58                                | 8   | 21 | 33 |

## 4. Arutelu

### 4.1. Raiete mõju Eesti kaitsealade metsalinnustikule

Kõige olulisemana selgus käesolevast tööst, et transektloenduse andmetest ei ole võimalik tuvastada seni Eesti kaitsealadel toimunud raiete märkimisväärsed mõju haudelindude arvukusele ja mitmekesisusele. Kõige usaldusväärsem on seejuures leid, et vähemalt muudel kui lageraietel – s.o. peamiselt harvendusraietel – ei ole senise intensiivsuse juures olnud linnustiku üldstruktuurile märkimisväärsed mõju. Kirjanduse põhjal (käsitletud peatükis 1.3.1) oleks võinud eeldada, et harvendusraied mõjutavad nii asustustihedust kui ka liigirikkus positiivselt, kuid sellist mõju ei selgunud. Eestis tehtud uuringud (Kiis, 2020; Lõhmus, 2004) on näidanud raiete kerget homogeniseerivat mõju linnukooslustele, mis aga ei pruugi väikeste pindalade puhul maastiku tasemel ilmned. Tuleb arvestada ka sellega, et raiete negatiivne mõju nt alusmetsa eemaldamise tagajärjel võib olla lühiajaline (Versluijs et al., 2020) ja käesolevas töös käsitletav ajavahemik loenduste vahel võis olla piisavalt pikk, et mõju nõrgeneks. Positiivne mõju ilmneb peale harvendust sageli just struktuurselt homogeensemates metsades (Bayne & Nielsen, 2011), kuid kaitsealade puistud võisid olla juba enne harvendust, esimese loenduskorra ajal, suhteliselt mitmekesised ja linnurikkad. Negatiivne mõju oleks võinud ilmned õõnelindudele, kui harvenduse käigus eemaldatakse neile pesitsemiseks sobivaid puid (Remm et al., 2008). Selle avastamist võis omakorda pärssida loendusmetoodika, sest paljud õõnelinnud pesitsevad vara ja võivad transektloenduse perioodil (25.05-15.06) olla halvemini märgatavad. Kuid eelnev jääb vaid hüpoteesiks, sest struktuuriomadusi ja metsatüüpe otseselt analüüsi ei kaasatud.

Nõrkade tendentsidena paistsid tulemustest lageraiete negatiivne mõju liigirikkusele ja positiivne mõju asustustihedusele. See väärib märkimist, sest lageraiete suhteline osakaal oli kaitsealadel suhteliselt väike (väiksem kui muudel raietel). Lageraie kohapealne mõju linnustikule on metsaelupaiga kadumise tõttu linnustikule järsk ning hästi dokumenteeritud (King & Degraaf, 2000), sh ka Eestis (Rosenvald & Lõhmus, 2007). Selle negatiivset mõju maastiku taseme liigirikkusele võiks seletada potentsiaalse mõjuga vanemate metsade liikidele, sest üldjuhul tehakse lageraiet just vanemates metsades. Vastavalt kaovad neile liikidele olulised pesitsuspaigad ning servaalade suurenemisega võib elupaik muutuda sobimatuks ka mõnede pindalatundlike liikidele (peatükk 1.3.1.) Metsa keskmine vanus tuli ka linnustiku koosseisu seletavaks teguriks ordinatsioonianalüüsil. Positiivne mõju asustustihedusele võib aga olla seletatav servaelupaikade ja noorte suktsessioonistaadiumite

tekkega lageraiete tagajärjel, millel on enamasti positiivne mõju kõrge asustustihedusega generalistidele (Fuller, 1995).

Eeltoodud hüpoteesid väärivad edasisi uuringuid. Näiteks selgus vaatlejate katses, et töö autori asustustiheduste hinnangud olid kolmest osalenud inimesest kõige väiksemad, mis võinuks tähendada seda, et transektidel tehtud kordusloenduste puhul on positiivsed muutused ala- ja negatiivsed ülehinnatud. Samas ei kinnitanud niisugust süstemaatilist viga kordusloenduste erinevuste analüüs. Üldisemalt võib raiete tegelikku mõju aga varjutada transektloenduste tulemuste suur üldvarieeruvus, millest tuleb täpsemalt juttu allpool.

Linnustiku koosseisu analüüsi põhjal võib siiski väita, et raiete üldmõju on kaitsealadel nõrgem kui sealsete peamiste keskkonnafaktorite oma. Peamised kooslustega seostuvad tunnused olid viljakate muldade ja männikute osakaal ning puistute keskmine vanus. Ka liigitsentroidide paiknemine ordinatsiooniruumis toetas üldtuntud teadmist, et kooslused erinevad vastavalt metsatüübile, mis on seotud kasvukoha produktiivsusega (Kirk et al., 1996). Kuigi raiete mõju maastiku linnukoosluste kujundamisele võib siiski näidata puistute keskmine vanus, see väikesemahuliste lageraietega (nagu kaitsealadel) pigem oluliselt ei seostu (kui valdav osa puistusid vananevad). Teisalt ei näita puistute keskmise vanuse püsimine tingimata elurikkuse jaoks oluliste tulipunktide säilimist ja see aspekt vajaks edaspidi täpsemat uurimist (Pykälä, 2019).

Ordinatsioonil oli näha ka piiranguvööndite koondumist ordinatsiooniruumi sellesse ossa, kus asus metskiuru tsentroid. Liik on sage hõredates männikutes ja raiesmikel, mis võib näidata nende suuremat osakaalu piiranguvööndites. Kuigi testimisel ei selgunud vööndite vahel olulist koosluste erinevust, võib selles mängida rolli see, et transektilõigud ei olnud lõigatud vööndisse kuuluvuse järgi, vaid nende jaotamine kahte gruppi toimus keskkonnatunnuste alusel.

#### **4.2. Kasutatud loendusmetoodika kriitiline analüüs**

Kõige olulisema probleemina korduvate transektloenduste kasutamise puhul joonistus käesolevas uurimuses välja vaatleja isik. Katses, kus loendasid kolm loendajat samaaegselt linde, selgus, et kolme peale kokku tuvastatud lindudest vaid pooli märkasid kõik ning neist omakorda pooled (ehk veerand kõigist märgatud lindudest) märgiti kõigi vaatlejate poolt samale loendusribale. Koondnäitajad varieerusid küll vähem, kuid ikkagi erines kõige vähem ja kõige rohkem linde loendanud vaatlejate märgatud lindude arv umbes 20% võrra,

mis annaks asustustiheduse arvutamisel väga erinevad hinnangud. Nii suure varieeruvuse puhul on võimalik, et usaldusväärselt tuvastamata jäävad isegi suured muutused võrreldavate alade või perioodide vahel. Punktloenduste puhul on leitud, et mitme loendaja korraga kasutamine annakski arvukusele tõepäraseima hinnangu (Nichols et al., 2000).

On teada, et lindude pesitsusaegsete loenduste tulemusi mõjutavad eeskätt vaatleja märkamisvõime ja liikide tundmine (sh liikide käitumise tundmine), mis omakorda olenevad kogemustest. Kogemuse osas lisanduvad veel olude tundmine (nt ühele biotoobile spetsialiseerunud isikud võivad teises biotoobis kaugusi teistmoodi hinnata), vanus ning hetkeolud (loendaja väsimusaste ja motiveeritus) (Faanes & Bystrak, 1981). Lisaks võivad vaatlustulemustes varieeruvust tekitada ka keskkonnatingimused, nt ilmastik ja biotoobi tüüp. Tihedamates metsades vähenevad kauguse suurenemisega transektist märgatavus ja kuuldavus oluliselt ja linnurikkas metsatüübis võib kõrge asustustiheduse tõttu isendite eristamine keeruliseks osutuda (Schieck, 1997). Ilmastikuoludest tuleneva varieeruvuse vähendamiseks tehakse loendusi üldjuhul tuulevaikse ja sademeteta ilmaga, mis on ka antud meetodika kasutamise nõue. Samas on transektloenduse puhul standardiseerimata liikumiskiirused, mille puhul on eriti probleemsed eemal häälitsevate lindude vaatlused.

Loendajast tulenev mõju tuli ilmsiks ka põhianalüüsides kasutatud andmete puhul, kusjuures sellel võis olla roll ka transekti (juhufaktori) olulises mõjus (kuivõrd konkreetsel transektil loendas alati üks vaatleja). Liikide suhtelisele muutusele loendaja mõju ei selgunud, seega võib arvata, et liikide kohtamine on stabiilsem tunnus kui arvukus. Seetõttu võibki keskkonna- ja raietunnuste nõrka mõju neis analüüsides seletada vaatlejate ja hetkeolude suure segava mõjuga - nagu eespool arutletud, on linnustiku varieerumine olenevalt keskkonnatingimustest tegelikult ju hästi teada.

Kuivõrd transektloendused on üldkasutatav ja ka suhteliselt lihtne loendusmeetod ei peaks seda meetodit tingimata vältima, kuid oluline on mõista, milliseid järeldusi kogutud andmete põhjal teha saab. Küll peaks võrreldavaid transektloendusi tegema võimalusel alati samad vaatlejad ja uute vaatlejate kasutuselevõtul tuleb veenduda nende kogemustes ja teadmistes ning neid koolitada (Scott et al., 1981). Oluline on ka, et transektloenduse meetod tavapärasel mahul tuvastab tavalisi liike ja linnustiku üldstruktuuri, ega võimalda välistada mõjusid ohustatud liikidele konkreetses kohas. Käesolevas töös koosluste ordinatsioonil küll arvukate liikide rolli vähendati (loendusandmete ruutjuurteisendusega), kuid põhimõtteliselt

see siiski säilib. Seega ohustatud liikide uurimiseks tuleks kasutada spetsiifilisemaid meetodeid.

Kuigi loendustransektide valikul on oluline ka valimi esinduslikkus, ei olnud see ilmselt käesolevas töös eriti oluline probleem. Esiteks määrab transektide korrapärane kuju selle, et maastikku läbitakse juhuslikult. Teiseks püüti uuritavad kaitsealad valida nii, et nende seas oleks eri määral majandatud alasid. Selle tulemusena pigem ei ole tõenäoline, et Eesti piiranguvööndid oleksid keskmiselt rohkem majandatud kui uuritud alad. Selle tõendamiseks oleks siiski vaja täiendavaid analüüse.

### **4.3. Rakenduslikud järeldused**

Käesoleva töö põhitulemus – et raiete mõju on Eesti kaitsealade linnustikule seni olnud väiksem kui muud metsade struktuurist tulenevad mõjud – ei tähenda, et raied ei ole kaitsealade linnustikku mõjutanud. On võimalik, et samal perioodil toimunud muutused mitteraiutud aladel on selle mõju varjanud. See viib üldise looduskaitseliku küsimuseni kaitsealade soovitatavast seisundist: kas eesmärk on tagada stabiilsus (kaitse alla võtmise ajaga võrreldes) või linnustiku seisundi paranemine? Kuidas linnustiku seisundit kõige adekvaatsemalt mõõta?

Kaitse-eesmärkide käsitlemisel tuleb vahet teha üldisel linnustiku kaitsel, mida nõuavad näiteks Linnudirektiivi üldsätted, ja ohustatud liikide kaitsel. Eriti just kaitsealade kontekstis tuleb tähele panna, et üldarvukuse näitajates võib raiete tagajärjel tekkinud varasuktsessioonilisi ja servaelupaiku asustavate üldlevinud liikide arvukuse suurenemine peita ohustatud liikide arvukuse vähenemist (Fuller, 1995; Thompson & Welsh, 1993). Ühest küljest on looduskaitsest seisukohast oluline erisuguste koosluste esindatus, mis kujuneb vastavalt metsatüübile ning vanusele. Teisalt aga – kui kaitsealade eesmärk on tagada liikide säilimine maastiku mastaabis, siis ei tohiks sealse majandustegevusega ohustada eeskätt tundlikke liike, kes majandusmetsas elujõulisi asurkondi ei moodusta (Thompson & Welsh, 1993). Viimaste kohta transektloendused ja vastavalt ka käesolev töö rakenduslikke järeldusi ei võimalda. Seetõttu võiks metsakaitsealade tulemuslikkust hinnata selliste liigirühmade põhjal, kelle puhul on metsamajandamise mõjud selgemad, ühed sellised on näiteks rähnid (Lõhmus et al., 2016).



Käesoleva töö eesmärk ei olnud selgitada välja linnustikku mõjutavaid kõiki faktoreid, vaid üksnes arvesse võtta olulisemaid selleks, et raiete mõju käsitleda. Seega ei saa teha ammendavaid järeldusi peamiste kaitsealade metsalinnustikku kujundatavate tegurite suhtes. Samuti kehtivad järeldused üksnes uuritud raieintensiivsuste vahemiku kohta ega võimalda öelda, milliseks kujuneb kaitsealade linnustik juhul, kui raied peaksid intensiivistuma. Uuringud teistelt kaitsealadelt on näidanud, et linnustikku võib mõjutada ka kaitsealasid ümbritseva majandusmetsa seisund ning vanade metsade hulk maastikus (Angelstam et al., 2020; Häkkilä et al., 2017, 2018; Mönkkönen et al., 2014) Seetõttu võiks tulevastes uuringutes hinnata keskkonnatunnuste mõju suuremas mastaabis, et selguks ka rohevõrgustiku roll kaitsealade võimele hoida ohustatud liike.

Üldine metoodiline järeldus tööst on, et väikese arvu transektloenduste kordamine ei pruugi anda kaitsekorralduslikult olulist informatsiooni, eriti kui ei ole võimalik pikema aja jooksul kasutada samu vaatlejaid. Samas oli välikatse, kus tuvastati loendajatevaheline suur varieeruvus, isendipõhine, aga raieanalüüsides käsitleti üldist asustustihedust ning liikide arvu. Neist liikide arv paistis olevat kõige stabiilsem tunnus, kuid ülaltoodud arutelu valguses oleks täiendavalt vaja eristada kaitse-eesmärkidele vastavad liigid. Transektloenduste võrreldavus vajaks niisiis edasisi uuringuid, sest antud töös käsitletav eri vaatlejatelt pärinev valim oli väike. Tuleb arvestada ka võimalusega, et lindude põhjal ei saa konkreetsete alade kohta parimaid järeldusi teha, sest nad sõltuvad teguritest palju suuremas mastaabis, sh rändealadel toimuvast (Virkkala, 2004). Seega tuleks jätkata uuringuid ka vähem uuritud organismirühmadega, kellele kohapealne metsamajandamine mõjub otsesemalt.

## Kokkuvõte

Kaitsealad on elurikkuse säilimisel üks keskseid võtteid, mille tõhusus sõltub sellest, kuidas neid planeeritakse ning praktikas kaitstakse ja hooldatakse. Teadmised kaitsealade toimimisest on viimase sajandi jooksul kõvasti arenenud, kuid jätkuvalt pole selge, mil määral saab nende eesmärkidega ühendada majandustegevust. Eesti looduskaitsesüsteemis on selliseks kokkupõrkekohaks piiranguvööndid, kus majandustegevus on looduskaitseseaduses määratud piirides lubatud. Pole aga teada, kuidas seadust rakendada viisil, et säiliks kaitsealade eesmärgipärasus ning sealsed dünaamilised ja ainult osaliselt dokumenteeritud loodusväärtused. Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli välja selgitada, mil määral on Eesti kaitsealadel seni tehtud metsaraieotsused on mõjutanud metsade haudelinnustikku ning kas sinna laieneb samasugune arvukuse langustrend, nagu on leitud riigi mastaabis.

Eesmärkide saavutamiseks võrreldi töös aastatest 2006-2015 ja 2019-2020 pärit transektloenduste andmeid, mis olid pärit 18 4-5 km pikkuselt transektilt Mandri-Eestis paiknevatest kaitsealadelt. Varasemad andmed olid kogutud erinevate loendajate poolt. Muutuseid asustustiheduses ja liigirikkuses seostati kahe perioodi vahel toimunud raiete pindala ning kaitsealade maastikutunnustega. Olulisi seoseid leiti vähe, kuid need viitasid sellele, et praeguse intensiivsuse juures mõjutavad kaitsealade metsalinnustiku eeskätt lageraied. Seejuures leiti kaks vastandlikku tendentsi: liigirikkuse vähenemine, mis on seostatav eripärase vanade puistute kadumisega, kuid samaaegselt ka üldasustustiheduse tõus, mille põhjuseks võivad olla servaeffektid. Tulemustesse tuleb siiski suhtuda kriitiliselt, sest seoste üldine vähesus viitab eri loendajatest tulenevale varieeruvusele. Viimase kontrollimisel leiti vaatleja isiku oluline mõju asustustiheduse muutusele ning spetsiaalse välikatsega näidati, et transektloendajate vahel on suured erinevused lindude märkamisel või kauguse hindamisel.

Käesolev töö näitas, et transektloendustega peamiselt jälgitavad tavalised metsalinnud ei ole metsamajanduse mõju hindamiseks kaitsealadel parim elustikurühm. Uuringuid, mis käsitlevad kaitsealade toimimist, tuleks jätkata ohustatud liikide ning teiste organismirühmadega. Uuringute rakendusliku alusena on ühtlasi vaja täpsustada Eesti kaitsealade (ja eriti nende piiranguvööndite) elurikkuse kaitse-eesmärke ning ohustatud ja haruldaste liikide ja elupaikade soovivat seisundit.

## Summary

Protected areas are recognized as a key approach to conserving biodiversity, but their effectiveness depends on how they are planned and protected in practice. Knowledge about the functioning of protected areas has greatly improved in the last century, but it is yet unclear how to integrate conservation objectives with resource management. In Estonia, this question relates to the management of protected areas' limited management zones where resource extraction is allowed within the limits specified in the Nature Conservation Act. Implementing these limits is, however, vaguely linked with the objectives of protected areas and may not preserve their dynamic biodiversity assets, which are only partly documented. The aim of this Master's thesis was to find out to what extent recent forest harvesting decisions in Estonian protected areas have affected breeding birds and whether these areas share the broader national bird declines.

For that, bird breeding data collected in two periods (2006-2015 and 2019-2020) on line transects (4-5 km long) was compared. The 18 transects were located within protected areas in the mainland of Estonia. Data from the earlier period were collected by different observers. Changes in population density and species richness were associated with the area of harvests between two periods and landscape variables from protected areas.

The analyses showed few significant effects, which nevertheless indicated that, at the current management intensity, forest birds in protected areas are primarily affected by clear-cutting. Two opposite tendencies were found: a decrease in the species richness, which may be associated with the disappearance of valuable old stands, and an overall increase in abundance, which may be caused by edge effects. Nevertheless, these results must be taken with caution, because the general weak relationships may be confounded by variation in the data caused by different observers. Indeed, significant observer effects were found in the extent of change in abundance data. A special field experiment confirmed that with using line transect method, great differences in bird detection and distance estimation occur between observers.

This study showed that abundant and widespread forest bird species, which are usually monitored using the line transect method, may not be the best group for assessing management impacts in protected areas. Studies on the functionality of protected areas should be expanded to threatened species and taxon groups other than birds. For that it is important to specify the conservation objectives of protected areas (and especially their

limited management zones) and desirable conditions of rare and endangered species and habitats in Estonia.

## Tänuavaldused

Olen ääretult tänulik enda juhendajale Asko Lõhmusele meisterliku juhendamise, pühendatud aja ja põhjalike nõuannete eest ning kaasjuhendajale Meelis Leivitsale, kes esialgselt mind nende andmete ja teemaga kokku viis, juhendamise eest andmetöötlusel ning kaardianalüüsil. Lisaks soovin tänada Urmas Sellist ning Liis Keerbergi, kes ohverdasid enda tihedast vältitööperioodist hoolimata paar hommikut selleks, et töös läbi viidud katses osaleda; looduskaitsebioloogia töörühma inimesi Maarja Vaikret ja Raido Konti, kes aitasid analüüside ning andmetega ja enda vanemaid ning sõpru, kes mulle töö valmimisel kaasa elasid.

## Kasutatud allikad

- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Lõhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavicius, P., Lārmanis, V., Lūkins, M., Mikusiński, G., Račinskis, E., Strazds, M., & Tryjanowski, P. (2004). Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation: a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51, 427–453.
- Angelstam, P., Boutin, S., Schmiegelow, F., Villard, M.-A., Drapeau, P., Host, G., Innes, J., Isachenko, G., Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Niemelä, J., Niemi, G., Roberge, J.-M., Spence, J., & Stone, D. (2004). Targets for boreal forest biodiversity conservation: A Rationale for Macroecological Research and Adaptive Management. In *Ecological Bulletins* 51, 487–509.
- Angelstam, P., Manton, M., Green, M., Jonsson, B. G., Mikusiński, G., Svensson, J., & Maria Sabatini, F. (2020). Sweden does not meet agreed national and international forest biodiversity targets: A call for adaptive landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103838.
- Austen, M. J. W., Francis, C. M., Burke, D. M., & Bradstreet, M. S. W. (2001). Landscape Context and Fragmentation Effects on Forest Birds in Southern Ontario. *The Condor*, 103(4), 701–714.
- Batáry, P., Fronczek, S., Normann, C., Scherber, C., & Tschardtke, T. (2014). How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management*, 319, 44–50.
- Bayne, E., & Nielsen, B. (2011). Temporal trends in bird abundance in response to thinning of lodgepole pine (*Pinus contorta*). *Canadian Journal of Forest Research*, 41(10), 1917–1927.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques* (2nd ed.). Academic Press.
- Braunisch, V., Roder, S., Coppes, J., Froidevaux, J. S. P., Arlettaz, R., & Bollmann, K. (2019). Structural complexity in managed and strictly protected mountain forests: Effects on the habitat suitability for indicator bird species. *Forest Ecology and Management*, 448, 139–149.
- Brazaitis, G. (2011). Forest interior species red-breasted flycatcher *Ficedula parva* habitat selection and conservation in intensive management areas. In *Proceedings of the Fifth International Scientific Conference, Rural Development, Kaunas, Lithuania*.
- Brazaitis, G., & Angelstam, P. (2004). Influence of edges between old deciduous forest and clearcuts on the abundance of passerine hole-nesting birds in Lithuania. *Ecological Bulletins*, 511, 209–217.
- Brazaitis, G., Roberge, J.-M., Angelstam, P., Marozas, V., & Pételis, K. (2005). Age-related effects of clear-cut–old forest edges on bird communities in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(6), 59–67.

- Bruner, A. G., Gullison, R. E., & Balmford, A. (2004). Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *BioScience*, 54(12).
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., & Lysenko, I. (2005). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 443–455.
- Coad, L., Watson, J. E., Geldmann, J., Burgess, N. D., Leverington, F., Hockings, M., Knights, K., & di Marco, M. (2019). Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 259–264.
- Côté, P., Tittler, R., Messier, C., Kneeshaw, D. D., Fall, A., & Fortin, M. J. (2010). Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the boreal forest: Possible benefits of the TRIAD. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 418–427.
- Czeszczewik, D., Zub, K., Stanski, T., Sahel, M., Kapusta, A., & Walankiewicz, W. (2015). Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. *IForest*, 8(3), 377–385.
- Czeszczewik, F., & Walankiewicz, W. (2006). Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Białowieża Forest. In *Ann. Zool. Fennici*, 43
- Ekroos, J., ödman, A. M., Andersson, G. K. S., Birkhofer, K., Herbertsson, L., Klatt, B. K., Olsson, O., Olsson, P. A., Persson, A. S., Prentice, H. C., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2016). Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., & Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. *Ecological Bulletins*, 46(46), 16–47.
- Faanes, C. A., & Bystrak, D. (1981). The role of observer bias in the North American bird survey. In *Studies in Avian Biology* 6.
- FAO. (2015). Global Forest Resources Assessment 2015. FAO Forestry Paper No. 1. UN Food and Agriculture Organization, Rome.
- Farmer, R. G., Leonard, M. L., Mills Flemming, J. E., & Anderson, S. C. (2014). Observer ageing and long-term avian survey data quality. *Ecology and Evolution*, 4(12), 2563–2576.
- Forest Europe. (2015). State of Europe's forests 2015.
- Forsman, J. T., Reunanen, P., Jokimäki, J., & Mönkkönen, M. (2010). The effects of small-scale disturbance on forest birds: a meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(9), 1833–1842.
- Forsman, J. T., Reunanen, P., Jokimäki, J., & Mönkkönen, M. (2013). Effects of canopy gap disturbance on forest birds in boreal Forests. *Annales Zoologici Fennici*, 50(5), 316–326.
- Franklin, J. F., & Lindenmayer, D. B. (2009). Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(2), 349–350.
- Fuller, R. J. (1995). *Bird life of woodland and forest*. Cambridge University Press.

- Fuller, R. J. (2000). Influence of treefall gaps on distributions of breeding birds within interior old-growth stands in Białowieża Forest, Poland. *The Condor*, 102(2), 267–274.
- Gaston, K. J., Jackson, S. F., Cantú-Salazar, L., & Cruz-Piñón, G. (2008). The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 93–113.
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(46), 23209–23215.
- Griesser, M., Nystrand, M., Eggers, S., & Ekman, J. (2007) Impact of forestry practices on fitness correlates and population productivity in an open-nesting bird species. *Conservation Biology*, 21(3), 767–774.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., & Ohmann, J. L. (1991). Conserving biodiversity in managed forests. *BioScience*, 41(6), 382–392.
- Harrison, R. B., Schmiegelow, F. K. A., & Naidoo, R. (2005). Stand-level response of breeding forest songbirds to multiple levels of partial-cut harvest in four boreal forest types. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7), 1553–1567.
- Hayes, J. P., Weikel, J. M., & Huso, M. M. P. (2003). Response of birds to thinning: young douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 13(5), 1222–1232.
- Hedwall, P.-O., & Mikusiński, G. (2015). Structural changes in protected forests in Sweden: implications for conservation functionality. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(9), 1215–1224.
- Hewson, C. M., Austin, G. E., Gough, S. J., & Fuller, R. J. (2011). Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristics. *Forest Ecology and Management*, 261(7), 1224–1240.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., & Kočvara, R. (2017). Spatial distribution of bird communities in small forest fragments in central Europe in relation to distance to the forest edge, fragment size and type of forest. *Forest Ecology and Management*, 401, 255–263.
- Häkkilä, M., Abrego, N., Ovaskainen, O., & Mönkkönen, M. (2018). Habitat quality is more important than matrix quality for bird communities in protected areas. *Ecology and Evolution*, 8(8), 4019–4030.
- Häkkilä, M., le Tortorec, E., Brotons, L., Rajasärkkä, A., Tornberg, R., & Mönkkönen, M. (2017). Degradation in landscape matrix has diverse impacts on diversity in protected areas. *PLOS ONE*, 12(9).
- Järvinen, O., & Väisänen, R. A. (1975). Estimating Relative Densities of Breeding Birds by the Line Transect Method. *Source: Oikos*, 26(3).
- Jaworski, T., Plewa, R., Tarwacki, G., Sućko, K., Hilszczański, J., & Horák, J. (2019). Ecologically similar saproxylic beetles depend on diversified deadwood resources: From habitat requirements to management implications. *Forest Ecology and Management*, 449.



- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2011). Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1712), 1633–1638.
- Keskkonnaagentuur. (2018). Aastaraamat Mets 2018.
- Kiis, M. (2020). Siirdesoometsade haudelinnustik: kuivenduse ja taastamise mõjud. Magistritöö, Tartu Ülikool. Tartu.
- King, D. I., & Degraaf, R. M. (2000). Bird species diversity and nesting success in mature, clearcut and shelterwood forest in northern New Hampshire, USA. *Forest Ecology and Management*, 129(1–3), 227–235.
- Kirk, D. A., Diamond, A. W., Hobson, K. A., & Smith, A. R. (1996). Breeding bird communities of the western and northern Canadian boreal forest: relationship to forest type. *Canadian Journal of Zoology*, 74(9), 1749–1770.
- Kuuluvainen, T. (2002). Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36(1).
- Kuuluvainen, T. (2009). Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(6), 309–315.
- Lafleur, B., Harvey, B. D., & Mazerolle, M. J. (2019). Partial cutting in mixedwood stands: Effects of treatment configuration and intensity on stand structure, regeneration, and tree mortality. *Journal of Sustainable Forestry*, 38(3), 275–291.
- Leberger, R., Rosa, I. M. D., Guerra, C. A., Wolf, F., & Pereira, H. M. (2020). Global patterns of forest loss across IUCN categories of protected areas. *Biological Conservation*, 241, 108299.
- Leidinger, J., Weisser, W. W., Kienlein, S., Blaschke, M., Jung, K., Kozak, J., Fischer, A., Mosandl, R., Michler, B., Ehrhardt, M., Zech, A., Saler, D., Graner, M., & Seibold, S. (2020). Formerly managed forest reserves complement integrative management for biodiversity conservation in temperate European forests. *Biological Conservation*, 242, 108437.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., & Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131(3), 433–445.
- Locke, H., & Dearden, P. (2005). Rethinking protected area categories and the new paradigm. In *Environmental Conservation*, 32(1), 1–10.
- Lõhmus, A. (2004). Breeding bird communities in two Estonian forest landscapes: are managed areas lost for biodiversity conservation? *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology*, 53(1), 52–67.
- Lõhmus, A., Fridolin, H., Leivits, A., Tõnisson, K., & Rannap, R. (2019). Prioritizing research gaps for national conservation management and policy: the managers' perspective in Estonia. *Biodiversity and Conservation*, 28(10), 2565–2579.
- Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A., & Viilma, K. (2004). Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletins*, 51, 401–411.

- Lõhmus, A., Kont, R., Runnel, K., Vaikre, M., & Remm, L. (2020). Habitat models of focal species can link ecology and decision-making in sustainable forest management. *Forests*, 11(7), 721.
- Lõhmus, A., Nellis, R., Pullerits, M., & Leivits, M. (2016). The potential for long-term sustainability in seminatural forestry: a broad perspective based on woodpecker populations. *Environmental Management*, 57(3), 558–571.
- Lycke, A., Imbeau, L., & Drapeau, P. (2011). Effects of commercial thinning on site occupancy and habitat use by spruce grouse in boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(3), 501–508.
- Mägi, M. (2019). Kevadsuviste raiete võimalik mõju metsalindudele ja seda leevendavad meetmed. Keskkonnaministeerium.
- McClintock, B. T., Bailey, L. L., Pollock, K. H., & Simons, T. R. (2010). Unmodeled observation error induces bias when inferring patterns and dynamics of species occurrence via aural detections. *Ecology*, 91(8), 2446–2454.
- Mikusiński, G., Bubnicki, J. W., Churski, M., Czeszczewik, D., Walankiewicz, W., & Kuijper, D. P. J. (2018). Is the impact of loggings in the last primeval lowland forest in Europe underestimated? The conservation issues of Białowieża Forest. *Biological Conservation*, 227, 266–274.
- Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S. N., & Somanathan, E. (2015). Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 68–77.
- Mönkkönen, M., Rajasärkkä, A., & Lampila, P. (2014). Isolation, patch size and matrix effects on bird assemblages in forest reserves. *Biodiversity and Conservation*, 23(13), 3287–3300.
- Nagel, T. A., Firm, D., Pisek, R., Mihelic, T., Hladnik, D., de Groot, M., & Rozenberger, D. (2017). Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region. *Biological Conservation*, 216, 101–107.
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B., & Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. In *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 219–252.
- Nichols, J. D., Hines, J. E., Sauer, J. R., Fallon, F. W., Fallon, J. E., & Heglund, P. J. (2000). A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts.. In *The Auk*, 117(2). Oxford Academic.
- Nilsson, S. G. (1997). Forests in the Temperate-Boreal Transition: Natural and Man-Made Features. In *Ecological Bulletins*, 46, 61–71.
- Peach, M. (2017). Evaluating the role of protected areas in mitigating avian responses to climate and land use change. PhD dissertation. State University of New York, USA.
- Pfaff, A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C., & Herrera, L. D. (2014). Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Development*, 55, 7–20.

- Pykälä, J. (2019). Habitat loss and deterioration explain the disappearance of populations of threatened vascular plants, bryophytes and lichens in a hemiboreal landscape. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00610.
- Reier, Ü., Tuvi, E.-L., Pärtel, M., Kalamees, R., & Zobel, M. (2005). Threatened herbaceous species dependent on moderate forest disturbances: A neglected target for ecosystem-based silviculture. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(6), 145–152.
- Remm, J., Lõhmus, A., & Rosenvald, R. (2008). Density and diversity of hole-nesting passerines: Dependence on the characteristics of cavities. *Acta Ornithologica*, 43(1), 83–91.
- Vabariigi Valitsus. (2019). Laane- ja salumetsade kaitseks looduskaitsealade moodustamine ja kaitse-eeskiri <https://www.riigiteataja.ee/akt/101032019017> Kasutatud 25.07.2020
- Roasto, R., Tampere, U. (toim). (2020). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn.
- Rosenvald, R., & Lõhmus, A. (2007). Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: Tree-retention effects in relation to site type. *Forestry*, 80(5), 503–516.
- Rosenvald, Raul, Lõhmus, A., Kraut, A., & Remm, L. (2011). Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management*, 262(8), 1541–1550.
- Sauer, J. R., Peterjohn, B. G., & Link, W. A. (1994). Observer differences in the North American breeding bird survey. *The Auk*, 111(1), 50–62.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD). (2006). Global Biodiversity Outlook 2. Montreal, 81 + vii pages.
- Schieck, J. (1997). Biased Detection of Bird Vocalizations Affects Comparisons of Bird Abundance among Forested Habitats. *The Condor*, 99(1), 179–190.
- Schmitt, C. B., Burgess, N. D., Coad, L., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Campbell, A., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I., Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steininger, M., & Winkel, G. (2009). Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological Conservation*, 142(10), 2122–2130.
- Schulze, E. D., Craven, D., Durso, A. M., Reif, J., Guderle, M., Kroihner, F., Hennig, P., Weiserbs, A., Schall, P., Ammer, C., & Eisenhauer, N. (2019). Positive association between forest management, environmental change, and forest bird abundance. *Forest Ecosystems*, 6(1), 1–12.
- Scott, J. M., Davis, F. W., McGhie, R. G., Wright, R. G., Groves, C., & Estes, J. (2001). Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11(4), 999–1007.
- Scott, J. M., Ramsey, F. L., & Kepler, C. B. (1981). Distance estimation as a variable in estimating bird numbers from vocalizations.. In *Studies in Avian Biology* (Issue 6).
- Sebek, P., Bace, R., Bartos, M., Benes, J., Chlumská, Z., Doležal, J., Dvorsky, M., Kovar, J., Machac, O., Mikatova, B., Perlik, M., Platek, M., Polakova, S., Skorpik, M., Stejskal, R.,

- Svoboda, M., Trnka, F., Vlasin, M., Zapletal, M., & Cizek, L. (2015). Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358, 80–89.
- Shafer, C. L. (2015). Cautionary thoughts on IUCN protected area management categories V-VI. In *Global Ecology and Conservation* (Vol. 3, pp. 331–348). Elsevier B.V.
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L., Lindenmayer, D. B., & Swanson, F. J. (2011). The forgotten stage of forest succession: Early-successional ecosystems on forest sites. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Issue 2, pp. 117–125).
- Thompson, I. D., & Welsh, D. A. (1993). Integrated resource management in boreal forest ecosystems - impediments and solutions. *Forestry Chronicle*, 69(1), 32–39.
- UNEP-WCMC & IUCN. 2020. Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA), June 2020 version, Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN. <https://livereport.protectedplanet.net/chapter-2> Kasutatud 25.07.2020
- Vanderwel, M. C., Malcolm, J. R., & Mills, S. C. (2007). A Meta-Analysis of Bird Responses to Uniform Partial Harvesting across North America. *Conservation Biology*, 21(5), 1230–1240.
- Verschuyt, J., Riffell, S., Miller, D., & Wigley, T. B. (2011). Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 221–232.
- Versluijs, M., Hekkala, A. M., Lindberg, E., Lämås, T., & Hjältén, J. (2020). Comparing the effects of even-aged thinning and selective felling on boreal forest birds. *Forest Ecology and Management*, 475, 118404.
- Viigipuu R, Tilgar V, 2017. Inimtekkelise müra mõju lindude kommunikatsioonile ja kohasusele. *Hirundo* 30: 36(56).
- Virkkala, R. (2004). Bird species dynamics in a managed southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management*, 195(1–2), 151–163.
- Virkkala, R., Lehtikoinen, A., & Rajasärkkä, A. (2020). Can protected areas buffer short-term population changes of resident bird species in a period of intensified forest harvesting? *Biological Conservation*, 244, 108526.
- Virkkala, R., & Rajasärkkä, A. (2007). Uneven regional distribution of protected areas in Finland: Consequences for boreal forest bird populations. *Biological Conservation*, 134(3), 361–371.
- Visconti, P., Bakkenes, M., Baisero, D., Brooks, T., Butchart, S. H. M., Joppa, L., Alkemade, R., di Marco, M., Santini, L., Hoffmann, M., Maiorano, L., Pressey, R. L., Arponen, A., Boitani, L., Reside, A. E., van Vuuren, D. P., & Rondinini, C. (2016). Projecting global biodiversity indicators under future development scenarios. *Conservation Letters*, 9(1), 5–13.
- Volenec, Z. M., & Dobson, A. P. (2020). Conservation value of small reserves. *Conservation Biology*, 34(1), 66–79.

- Volke, V., & Nellis, R. (2019). Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983-2018. *Hirundo*, 32(63), 80.
- Walankiewicz, W., Czeszczewik, D., Stański, T., Sahel, M., & Ruczyński, I. (2014). Tree cavity resources in spruce-pine managed and protected stands of the Białowieża Forest, Poland. *Natural Areas Journal*, 34(4), 423–428.
- Wesołowski, T., Czeszczewik, D., Hebda, G., Maziarz, M., Mitrus, C., & Rowiński, P. (2015). 40 Years of breeding bird community dynamics in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica*, 50(1), 95–120.
- Willson, M. F., & Comet, T. A. (1996). Bird communities of northern forests: ecological correlates of diversity and abundance in the understory. *The Condor*, 98(2), 350–362.
- Zawadzka, D., Drozdowski, S., Zawadzki, G., Zawadzki, J., & Mikitiuk, A. (2018). Importance of old forest stands for diversity of birds in managed pine forests – a case study from Augustów Forest (NE Poland). *Polish Journal of Ecology*, 66(2), 162–181.

## LISAD

**Lisa 1.** Korduvloendatud transektid kaitse all olevatel aladel koos kaitse-eesmärkidega, mis on pärit vastavate kaitsealade kaitse-eeskirjadest. Antud tabelis on toodud välja vaid need transektid (N=15), mille kohta käivaid andmeid kasutati GLM mudelites ja ordinatsioonianalüüsis.

| Transekt    | Kaitseala nimi  | Vöönd           | Kaitse-eesmärgid  | Esimene loendus | Teine loendus |
|-------------|---|-----------------|---|-----------------|---------------|
| <b>AP4</b>  | Alam-Pedja looduskaitseala                                      | Sihtkaitsevöönd | 1) Poollooduslike koosluste taastamine ja säilitamine, kaitstavate liikide elupaikade kaitse, vanajõgede ökosüsteemi kaitse ning metsakoosluste liigilise ja vanuselise struktuuri hoidmine<br>2) Ökosüsteemide arengu tagamine loodusliku protsessina ning kaitstavate liikide elupaikade kaitse | 26.05.2015      | 03.06.2019    |
| <b>A104</b> | Põldemasaare lendorava püsielupaik, Oonurme metsise püsielupaik | Sihtkaitsevöönd | 1) Lendorava ( <i>Pteromys volans</i> ) soodsa seisundi tagamine<br>2) Metsise ( <i>Tetrao urogallus</i> ) soodsa seisundi tagamine   | 06.06.2006      | 17.06.2019    |
|             |   | Piiranguvöönd   | 1) Lendorava ( <i>Pteromys volans</i> ) soodsa seisundi tagamine<br>2) Metsise ( <i>Tetrao urogallus</i> ) soodsa seisundi tagamine   |                 |               |
| <b>A38</b>  | Kuulmajärve maastikukaitseala                                   | Sihtkaitsevöönd | 1) Elustiku mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine<br>2) Kasvukohatüübile iseloomuliku liikide koosseisu säilitamine   | 04.06.2008      | 11.06.2019    |
|             |   | Piiranguvöönd   | 1) Elustiku mitmekesisuse ning maa kasutamisel väljakujunenud traditsioonilise pärandkultuurmaastiku ilme säilitamine   |                 |               |
| <b>J</b>    | Endla looduskaitseala   | Sihtkaitsevöönd | 1) Metsa elustiku mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine   | 02.06.2012      | 08.06.2019    |
|             |   | Piiranguvöönd   | 1) Elustiku mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine   |                 |               |
| <b>K</b>    | Kärevere looduskaitseala  | Sihtkaitsevöönd | 1) Kaitsealuste liikide elupaikade ja metsakoosluste säilimise tagamine   | 08.06.2012      | 30.05.2019    |
|             |   | Piiranguvöönd   | 1) Elustiku mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine   | 11.06.2012      |               |
| <b>L4</b>   | Lahemaa rahvuspark  | Sihtkaitsevöönd | 1) Ökosüsteemide arengu tagamine üksnes looduslike protsessidena ning loodusdirektiivi elupaigatüüpide, kaitsealuste liikide ja nende elupaikade kaitse   | 06.06.2014      | 06.06.2019    |

|           |                            |                 |   |            |            |
|-----------|----------------------------|-----------------|---|------------|------------|
|           |                            | Piiranguvöönd   | 1) Pärandkultuurmaastiku, sealhulgas pärandmaastiku, asustusstruktuuri, taluarhitektuuri, miljööväärtuste, ajaloolis-kultuurilise väärtusega hoonete ning loodusdirektiivi elupaigatüüpide, kaitsealuste liikide ja nende elupaikade kaitse   |            |            |
| <b>L6</b> | Lahemaa rahvuspark         | Piiranguvöönd   | 1) Pärandkultuurmaastiku, sealhulgas pärandmaastiku, asustusstruktuuri, taluarhitektuuri, miljööväärtuste, ajaloolis-kultuurilise väärtusega hoonete ning loodusdirektiivi elupaigatüüpide, kaitsealuste liikide ja nende elupaikade kaitse   | 04.06.2014 | 05.06.2019 |
| <b>L9</b> | Lahemaa rahvuspark         | Piiranguvöönd   | 1) Pärandkultuurmaastiku, sealhulgas pärandmaastiku, asustusstruktuuri, taluarhitektuuri, miljööväärtuste, ajaloolis-kultuurilise väärtusega hoonete ning loodusdirektiivi elupaigatüüpide, kaitsealuste liikide ja nende elupaikade kaitse   | 04.06.2014 | 04.06.2019 |
| <b>KL</b> | Karula rahvuspark          | Sihtkaitsevöönd | 1) Koosluste looduslikkuse taastamine, looduse mitmekesisuse säilitamine ja kaitsealuste liikide elupaikade kaitse<br>2) Ökosüsteemide arengu tagamine loodusliku protsessina ning kaitstavate liikide elupaikade kaitse  | 04.06.2012 | 26.05.2019 |
|           |                            | Piiranguvöönd   | 1) Looduse mitmekesisuse ja maastikuilme ning kultuuripärandi, traditsioonilise pärandmaastiku ja taluarhitektuuri säilitamine ning asustuse struktuuri kaitse  |            |            |
| <b>M</b>  | Endla looduskaitseala      | Sihtkaitsevöönd | 1) Metsa elustiku mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine   | 11.06.2012 | 07.06.2019 |
|           |                            | Piiranguvöönd   | 1) Piiranguvööndi kaitse-eesmärk on elustiku mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine  |            |            |
| <b>N</b>  | Meenikunno looduskaitseala | Sihtkaitsevöönd | 1) Kaitsealuste liikide elupaikade säilitamine, kaitse ja taastamine ning elupaigatüüpide rabad, vanad loodushõlmad, siirdesoo- ja rabametsad kaitse<br>2) Elupaigatüüpide rabad, nokkheinakooslused, vanad loodushõlmad, siirdesoo- ja rabametsad taastamine ja arengu tagamine loodusliku protsessina, välja arvatud rohunditerikkas kuusikus, kus eesmärk on elupaigatüübi säilitamine, samuti elupaikade liiva-alade vähetoitelised järved ning huumustoitelised järved ja järvikud kaitse ning kaitsealuste liikide elupaikade taastamine, säilitamine ja kaitse | 15.06.2012 | 01.06.2019 |

|           |                   |                 |  |            |            |
|-----------|-------------------|-----------------|--|------------|------------|
|           |                   | Piiranguvöönd   | 1) Elupaigatüüpide huumustoitelised järved ja järvikud ja rabad ning kaitsealuste liikide isendite elupaikade kaitse ning looduse mitmekesisuse säilitamine  |            |            |
| <b>S2</b> | Soomaa rahvuspark | Sihtkaitsevöönd | 1) Maastiku üldilme kaitsmine, lamminiitude kaitsmine ja taastamine, lammi-lodumetsade, jõgede ja ojade elupaigatüüpide ning kaitsealuste liikide kasvukohtade ja elupaikade säilitamine   | 01.06.2015 | 16.06.2019 |
|           |                   | Piiranguvöönd   | 1) Bioloogilise mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine  |            |            |
| <b>S3</b> | Soomaa rahvuspark | Sihtkaitsevöönd | 1) Maastiku üldilme kaitsmine, lamminiitude kaitsmine ja taastamine, lammi-lodumetsade, jõgede ja ojade elupaigatüüpide ning kaitsealuste liikide kasvukohtade ja elupaikade säilitamine   | 30.05.2015 | 13.06.2019 |
|           |                   | Piiranguvöönd   | 1) Bioloogilise mitmekesisuse ja maastikuilme säilitamine  |            |            |
| <b>S8</b> | Soomaa rahvuspark | Sihtkaitsevöönd | 1) Rabade, vanade loodusmetsade, soostuvate ja soo-lehtmetsade, siirdesoo- ja rabametsade, jõgede ja ojade elupaigatüüpide ning kaitsealuste liikide kasvukohtade ja elupaikade säilitamine<br>2) Vanade loodusmetsade, soostuvate soo- ja lehtmetsade, siirdesoo- ja rabametsade, lammi-lodumetsade, jõgede ja ojade, rohunditerikaste kuusikute elupaigatüüpide ning kaitsealuste liikide kasvukohtade ja elupaikade säilitamine | 05.06.2015 | 15.06.2019 |
| <b>KA</b> | Karula rahvuspark | Sihtkaitsevöönd | 1) Ökosüsteemide arengu tagamine loodusliku protsessina ning kaitstavate liikide elupaikade kaitse<br>2) Koosluste looduslikkuse taastamine, looduse mitmekesisuse säilitamine ja kaitsealuste liikide elupaikade kaitse   | 08.06.2012 | 27.05.2019 |
|           |                   | Piiranguvöönd   | 1) Looduse mitmekesisuse ja maastikuilme ning kultuuripärandi, traditsioonilise pärandmaastiku ja taluarhitektuuri säilitamine ning asustuse struktuuri kaitse   |            |            |



**Lisa 2.** Transektilõikudele arvutatud keskkonnatunnused.

| Transektilõik | Keskmine vanus | Vanuseline mitmekesisus | Männikute osakaal (%) | Viljakate muldade osakaal (%) | Mullatüüpi         |                        | Muude raiete osakaal (%) |
|---------------|----------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------------|--------------------|------------------------|--------------------------|
|               |                |                         |                       |                               | de Shannoni indeks | Lageraiete osakaal (%) |                          |
| AP4-1         | 86             | 18,0                    | 21,1                  | 0,1                           | 0,7                | 0,0                    | 0,0                      |
| AP4-2         | 90             | 8,8                     | 0,0                   | 14,3                          | 0,4                | 0,0                    | 0,0                      |
| AP4-3         | 87             | 15,0                    | 0,0                   | 30,9                          | 0,6                | 0,0                    | 0,0                      |
| AP4-4         | 91             | 10,0                    | 0,0                   | 78,9                          | 0,5                | 1,2                    | 0,0                      |
| A104-1        | 55             | 6,8                     | 3,0                   | 96,6                          | 0,7                | 4,1                    | 59,8                     |
| A104-2        | 52             | 10,0                    | 0,0                   | 100,0                         | 0,4                | 7,5                    | 16,9                     |
| A104-3        | 33             | 71,0                    | 0,0                   | 100,0                         | 0,2                | 32,3                   | 19,9                     |
| A38-1         | 93             | 40,8                    | 60,2                  | 0,0                           | 0,8                | 1,6                    | 12,9                     |
| A38-2         | 48             | 40,0                    | 18,2                  | 6,0                           | 1,0                | 0,0                    | 69,0                     |
| A38-3         | 66             | 31,0                    | 43,1                  | 12,5                          | 1,2                | 1,4                    | 4,2                      |
| J1            | 71             | 35,0                    | 13,5                  | 44,2                          | 1,0                | 0,0                    | 46,1                     |

|             |     |      |      |       |     |     |      |
|-------------|-----|------|------|-------|-----|-----|------|
| <b>J2</b>   | 89  | 21,5 | 1,8  | 47,6  | 1,0 | 0,0 | 0,0  |
| <b>J3</b>   | 115 | 39,0 | 23,3 | 0,0   | 0,4 | 0,0 | 0,0  |
| <b>J4</b>   | 72  | 36,0 | 0,0  | 35,9  | 0,9 | 0,0 | 4,2  |
| <b>K1</b>   | 59  | 56,3 | 0,0  | 8,7   | 0,3 | 7,8 | 15,9 |
| <b>K2</b>   | 34  | 65,8 | 0,0  | 57,0  | 1,1 | 2,3 | 12,6 |
| <b>K3</b>   | 66  | 48,5 | 0,0  | 65,1  | 1,0 | 0,0 | 0,0  |
| <b>K4</b>   | 44  | 57,0 | 0,0  | 91,5  | 0,9 | 7,2 | 30,2 |
| <b>L4-1</b> | 73  | 33,8 | 0,0  | 47,1  | 0,7 | 0,0 | 0,0  |
| <b>L4-2</b> | 135 | 34,8 | 32,6 | 52,0  | 1,7 | 0,0 | 0,0  |
| <b>L4-3</b> | 103 | 55,5 | 8,2  | 71,1  | 0,6 | 0,0 | 0,0  |
| <b>L4-4</b> | 115 | 17,5 | 21,3 | 61,7  | 1,4 | 0,0 | 0,0  |
| <b>L6-1</b> | 110 | 40,0 | 24,0 | 57,5  | 1,0 | 0,0 | 18,3 |
| <b>L6-2</b> | 107 | 14,8 | 13,9 | 13,5  | 1,0 | 0,0 | 0,1  |
| <b>L6-3</b> | 97  | 17,5 | 7,5  | 34,3  | 1,0 | 0,0 | 0,0  |
| <b>L6-4</b> | 81  | 34,5 | 0,0  | 55,4  | 1,5 | 0,0 | 10,9 |
| <b>L9-1</b> | 85  | 22,0 | 19,5 | 65,9  | 1,2 | 0,0 | 3,3  |
| <b>L9-2</b> | 59  | 29,8 | 0,0  | 100,0 | 0,0 | 4,7 | 23,0 |

|             |     |       |      |      |     |      |      |
|-------------|-----|-------|------|------|-----|------|------|
| <b>L9-3</b> | 87  | 13,0  | 8,6  | 58,5 | 0,9 | 0,3  | 38,5 |
| <b>L9-4</b> | 103 | 44,5  | 0,0  | 47,3 | 1,1 | 0,0  | 0,3  |
| <b>KL1</b>  | 87  | 12,0  | 32,3 | 8,6  | 0,8 | 0,8  | 0,0  |
| <b>KL2</b>  | 101 | 83,8  | 14,4 | 0,0  | 1,0 | 0,0  | 0,0  |
| <b>KL3</b>  | 61  | 31,0  | 19,9 | 4,4  | 1,4 | 0,0  | 0,0  |
| <b>KL4</b>  | 83  | 17,5  | 28,6 | 7,4  | 0,9 | 0,0  | 0,0  |
| <b>M1</b>   | 68  | 28,0  | 0,5  | 23,8 | 0,5 | 0,0  | 13,5 |
| <b>M2</b>   | 85  | 10,0  | 8,2  | 11,7 | 0,4 | 0,0  | 0,0  |
| <b>M3</b>   | 84  | 16,0  | 0,0  | 46,0 | 0,7 | 0,0  | 0,0  |
| <b>M4</b>   | 87  | 27,8  | 60,9 | 0,0  | 0,0 | 0,0  | 0,0  |
| <b>N1</b>   | 49  | 139,0 | 50,6 | 32,2 | 1,1 | 0,0  | 1,1  |
| <b>N2</b>   | 52  | 74,5  | 21,1 | 0,0  | 0,9 | 11,6 | 37,6 |
| <b>N3</b>   | 95  | 44,0  | 63,2 | 38,1 | 1,5 | 2,9  | 0,0  |
| <b>N4</b>   | 94  | 41,5  | 66,1 | 22,2 | 1,2 | 0,0  | 18,4 |
| <b>S2-1</b> | 68  | 35,0  | 85,4 | 12,4 | 0,4 | 0,0  | 49,5 |
| <b>S2-2</b> | 77  | 22,5  | 77,3 | 5,3  | 0,2 | 15,7 | 77,3 |
| <b>S2-3</b> | 77  | 41,5  | 0,0  | 90,4 | 0,3 | 0,0  | 6,7  |

|             |     |      |      |       |     |     |      |
|-------------|-----|------|------|-------|-----|-----|------|
| <b>S2-4</b> | 63  | 53,0 | 16,3 | 86,0  | 1,0 | 0,0 | 0,0  |
| <b>S3-1</b> | 82  | 21,3 | 28,2 | 47,9  | 0,8 | 0,0 | 52,6 |
| <b>S3-2</b> | 85  | 22,5 | 12,1 | 62,2  | 1,3 | 0,0 | 8,0  |
| <b>S3-3</b> | 95  | 39,5 | 49,2 | 44,4  | 1,3 | 0,0 | 0,0  |
| <b>S3-4</b> | 106 | 42,3 | 87,3 | 0,1   | 0,8 | 0,0 | 0,0  |
| <b>S8-1</b> | 54  | 84,5 | 0,0  | 100,0 | 0,6 | 0,0 | 0,0  |
| <b>S8-2</b> | 45  | 36,0 | 0,0  | 100,0 | 0,3 | 0,0 | 0,0  |
| <b>KA1</b>  | 68  | 36,8 | 73,3 | 0,0   | 0,6 | 0,0 | 73,7 |
| <b>KA2</b>  | 85  | 8,0  | 15,6 | 0,2   | 1,1 | 0,0 | 0,0  |
| <b>KA3</b>  | 74  | 12,0 | 18,9 | 3,9   | 1,0 | 0,0 | 0,0  |
| <b>KA4</b>  | 74  | 15,3 | 24,8 | 0,0   | 0,4 | 0,0 | 16,3 |

---

**Lisa 3.** Esimese ja teise loenduskorra ajal registreeritud haudepaarid transekti lõikes (märgatud kuni 50 m kaugusel transektist).

| Transekt |        | 104 |   | 38 |   | AP4 |   | EJ |   | K |   | L4 |   | L6 |    | L9 |   | KL |   | EM |   | MN |   | S2 |   | S3 |   | S8 |   | KA |   |
|----------|--------|-----|---|----|---|-----|---|----|---|---|---|----|---|----|----|----|---|----|---|----|---|----|---|----|---|----|---|----|---|----|---|
| Liik     | Kordus | 1   | 2 | 1  | 2 | 1   | 2 | 1  | 2 | 1 | 2 | 1  | 2 | 1  | 2  | 1  | 2 | 1  | 2 | 1  | 2 | 1  | 2 | 1  | 2 | 1  | 2 | 1  | 2 | 1  | 2 |
| ACCNIS   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | 1  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| ACRDUM   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | 1 | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| ACRSCH   |        | -   | - | -  | - | -   | 1 | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | 1  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| AEGCAU   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | 1  | - | -  | - | 1  | - | -  | - |
| ANAPLA   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | 1 | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| ANPRA    |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | 2  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| ANTTRI   |        | 4   | 6 | 5  | - | 2   | - | 2  | - | 3 | 3 | 4  | 3 | -  | 8  | 4  | 4 | 3  | 2 | 1  | 3 | 3  | 3 | 1  | 7 | 3  | 5 | -  | - | 2  | 5 |
| BONBON   |        | 5   | - | 1  | 1 | -   | - | 1  | - | 1 | - | -  | - | -  | -  | 1  | - | -  | - | 1  | 1 | -  | - | 2  | - | -  | - | -  | 1 | -  | - |
| BUCCLA   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | 2  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| BUTBUT   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | 1 | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| CAPEUR   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | 1 | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| CARERY   |        | -   | - | -  | 1 | -   | - | 2  | - | 1 | - | -  | - | 1  | 2  | 1  | - | -  | - | 1  | 1 | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| CARSPI   |        | 4   | 4 | 2  | 7 | 5   | 6 | 2  | 7 | 7 | 8 | 8  | 8 | 12 | 11 | 3  | 8 | -  | 8 | 6  | 7 | -  | 5 | 3  | 5 | 3  | 6 | 4  | 2 | -  | 1 |
| CERFAM   |        | 3   | 2 | 2  | 2 | 2   | 1 | -  | 2 | - | 2 | 1  | 5 | 1  | 3  | 1  | - | 1  | 3 | -  | 1 | -  | - | 2  | - | 8  | 1 | 2  | 1 | 1  | 3 |
| COLPAL   |        | -   | - | -  | 1 | 3   | - | 9  | 5 | 1 | 1 | 1  | 2 | 1  | -  | 2  | 1 | -  | 3 | 11 | 1 | -  | 2 | 2  | 4 | -  | - | 2  | 2 | -  | 1 |
| CORRAX   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | - | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | 1 | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| CRECRE   |        | -   | - | -  | - | -   | - | -  | 1 | - | - | -  | - | -  | -  | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - | -  | - |
| CUCCAN   |        | 1   | - | -  | 1 | -   | - | 4  | 1 | 2 | - | 1  | 1 | -  | 1  | -  | - | -  | - | 4  | 1 | 1  | - | 1  | 1 | 2  | - | -  | - | -  | 1 |

|        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|--------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| CYACAE | -  | -  | -  | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | 1  | -  | 2  | -  | -  | 1  | -  | -  | 3  | -  | 2  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  |
| DENLEU | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| DENMAJ | 2  | 1  | 2  | -  | 1  | -  | 2  | -  | 4  | -  | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | 1  | 2  | 1  | -  | 3  | 2  | 1  | -  | -  | -  | 1  | -  | 1  | -  |
| DENMIN | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| EMBCIT | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| ERIRUB | 11 | 11 | 1  | 10 | 16 | 14 | 12 | 14 | 14 | 5  | 24 | 16 | 19 | 19 | 19 | 15 | 6  | 14 | 27 | 24 | 8  | 16 | 14 | 11 | 10 | 5  | 11 | 11 | 9  | 11 |
| FICHYP | 3  | -  | 1  | -  | 8  | 6  | -  | 1  | 5  | 6  | 3  | 3  | 3  | 1  | 1  | 3  | 1  | 1  | -  | 1  | 2  | 1  | 3  | -  | 3  | -  | 3  | 1  | 1  | -  |
| FICPAR | 3  | 1  | -  | 1  | -  | 1  | 5  | 4  | 2  | 6  | 5  | 4  | 3  | -  | 2  | 1  | 4  | 4  | 4  | 1  | 3  | 2  | 2  | 3  | 3  | 2  | 2  | 3  | 4  | 5  |
| FRICOE | 34 | 24 | 15 | 26 | 25 | 31 | 43 | 44 | 59 | 29 | 33 | 39 | 33 | 39 | 41 | 28 | 24 | 24 | 76 | 26 | 15 | 22 | 30 | 33 | 24 | 25 | 18 | 19 | 27 | 20 |
| GALGAL | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| GARGLA | -  | -  | 2  | 2  | -  | -  | -  | 1  | 1  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 2  | 1  | -  | -  | 1  | 1  | -  | 1  | -  | -  | -  | 1  |
| HIPICT | -  | -  | -  | -  | 3  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | 4  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  |
| LANCOL | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| LOCFLU | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | 3  | -  | -  | 1  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| LOPCRI | 1  | -  | 1  | 2  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | 2  | -  | 1  | -  | 1  | -  | 3  | 3  | -  | 3  | 1  | 1  | 2  | 2  | 4  | 7  | -  | -  | 2  | -  |
| LOXSPE | 1  | -  | 5  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | 1  | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| LUSLUS | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| MERMER | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 2  | 1  | 2  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| MOTALB | 2  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |
| MUSSTR | 2  | -  | -  | -  | 5  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | 3  | 2  | 3  | 1  | 1  | 2  | -  | -  |
| NUCCAR | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 3  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |

|        |    |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |    |   |   |   |    |    |
|--------|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|----|---|---|---|----|----|
| ORIORI | -  | - | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | - | -  | - | - | - | 1  |    |
| PARMAJ | -  | 1 | 2  | 2  | 4  | 5  | 1  | 4  | 7  | 5  | 2  | 6  | 5  | 4  | 5  | 7  | 1  | -  | -  | 3  | -  | 2  | 1  | 2 | 3  | - | 1 | - | -  | 4  |
| PERATE | -  | - | -  | -  | -  | 1  | -  | 1  | -  | 3  | 1  | 1  | 1  | 1  | 1  | -  | 1  | -  | -  | 3  | 1  | 1  | -  | 1 | -  | - | - | 2 | -  | 2  |
| PHOPHO | -  | - | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | 2  | -  | -  | -  | 1  | 1  | -  | 2  | -  | 3  | -  | - | 2  | 3 | - | - | -  | -  |
| PHYCOL | 2  | 8 | 3  | 3  | 5  | 6  | 7  | 6  | 18 | 10 | 2  | 4  | 4  | 4  | 8  | 4  | 4  | 4  | 5  | 9  | 4  | 4  | 11 | 4 | 2  | 7 | 6 | 6 | 4  | 3  |
| PHYDES | -  | - | 1  | 1  | 2  | 5  | 1  | 1  | -  | -  | 4  | 4  | -  | 2  | 3  | 3  | 5  | -  | -  | 3  | 7  | -  | -  | - | -  | 1 | - | 2 | 4  | 3  |
| PHYLUS | 7  | 7 | 5  | 12 | 19 | 8  | 14 | 8  | 19 | 11 | 3  | 5  | 8  | 2  | 7  | 7  | -  | 4  | 36 | 12 | -  | 10 | 7  | 9 | 3  | 5 | 5 | 1 | -  | 4  |
| PHYSIB | 12 | 9 | 11 | 18 | 14 | 11 | 28 | 12 | 15 | 12 | 27 | 22 | 26 | 21 | 29 | 13 | 22 | 14 | 34 | 21 | 14 | 11 | 16 | 5 | 11 | 8 | 7 | 3 | 21 | 24 |
| PICTRI | -  | - | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | - | -  | - | - | - | -  | -  |
| POEMON | -  | - | 2  | 2  | 2  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | 1  | -  | -  | 1  | 1  | 1  | 2  | -  | 3  | - | 1  | 1 | 1 | - | 1  | 1  |
| POEPAL | -  | 1 | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | - | -  | - | - | - | -  | -  |
| PRUMOD | -  | 2 | -  | -  | 1  | -  | -  | 4  | 9  | 2  | 2  | 6  | 7  | 1  | 3  | 3  | -  | -  | -  | 3  | 1  | -  | 2  | 2 | 3  | 1 | 4 | - | -  | -  |
| PYRULA | 3  | 2 | -  | 3  | -  | 1  | 1  | 1  | -  | 5  | -  | 2  | 4  | 1  | 6  | 6  | 1  | 2  | -  | 6  | -  | 1  | 1  | 1 | 2  | 3 | 1 | 4 | 1  | 1  |
| REGREG | 2  | 2 | 3  | 9  | 4  | 7  | 6  | 9  | 3  | 8  | 7  | 9  | 19 | 13 | 4  | 5  | 6  | 12 | 3  | 11 | 3  | 6  | 6  | 2 | 7  | 8 | 5 | 6 | 2  | 5  |
| SAXRUB | -  | - | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | - | -  | - | - | - | -  | -  |
| SCORUS | -  | - | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | - | -  | - | - | - | -  | -  |
| SITEUR | -  | 1 | -  | 2  | 1  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 2  | -  | -  | -  | -  | 1  | - | 2  | 1 | - | - | -  | -  |
| STRTUR | -  | - | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | - | -  | - | - | - | -  | -  |
| STRURA | -  | - | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | 1  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | -  | - | -  | 1 | - | - | -  | -  |
| SYLATR | 2  | 1 | 1  | 2  | 5  | 7  | 2  | 3  | 8  | 5  | 7  | 3  | 4  | 2  | 6  | 4  | 3  | 1  | 4  | 1  | 4  | 1  | 5  | 4 | 2  | 1 | - | 3 | 1  | 1  |
| SYLBOR | 3  | 4 | 2  | 1  | 2  | 1  | 6  | 2  | 8  | 6  | 2  | 4  | 3  | -  | 5  | 1  | -  | -  | 4  | 1  | -  | -  | 2  | 7 | 1  | - | 2 | - | 1  | -  |

|        |   |    |   |   |    |    |   |    |   |   |   |    |    |    |    |    |   |    |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |
|--------|---|----|---|---|----|----|---|----|---|---|---|----|----|----|----|----|---|----|----|---|---|---|---|----|---|---|---|----|
| SYLCOM | - | -  | 1 | - | 1  | -  | 1 | -  | 8 | - | - | -  | -  | 1  | 2  | -  | - | -  | -  | - | - | 1 | - | -  | - | - | - | -  |
| SYLCUR | - | -  | - | 1 | -  | -  | - | -  | 1 | - | - | -  | -  | 1  | -  | -  | - | -  | -  | - | - | 1 | 1 | -  | - | 1 | - | -  |
| TETURO | 1 | -  | - | - | -  | -  | - | -  | - | - | - | -  | 1  | -  | -  | -  | - | -  | -  | - | - | - | - | -  | - | - | - |    |
| TRIOCH | - | -  | 1 | - | -  | -  | - | 1  | 1 | 1 | 4 | -  | 11 | 1  | 1  | -  | 1 | 3  | -  | - | - | - | 1 | -  | 1 | - | - | 2  |
| TROTRO | 3 | 13 | - | 4 | 20 | 21 | 8 | 15 | 8 | 8 | 6 | 17 | 4  | 13 | 11 | 13 | 7 | 16 | 13 | 9 | 1 | 6 | 2 | 18 | 9 | 5 | 4 | 12 |
| TURILI | - | -  | - | 1 | 3  | 4  | 1 | -  | - | - | - | -  | -  | -  | -  | -  | - | 1  | 2  | - | - | - | - | -  | - | - | 1 |    |
| TURMER | 4 | 2  | 3 | 3 | 9  | 9  | 5 | 7  | 7 | 1 | 7 | 4  | 4  | 4  | 9  | 2  | 4 | 4  | 5  | 4 | 2 | 1 | 4 | 4  | 3 | 1 | 2 | 3  |
| TURPHI | 7 | 3  | 2 | 2 | 7  | 13 | 9 | 8  | 9 | 9 | - | 2  | 1  | 4  | 7  | 5  | 5 | 8  | 13 | 5 | - | 5 | 7 | 8  | 3 | 1 | 4 |    |
| TURVIS | - | 1  | - | - | -  | -  | - | -  | - | - | - | -  | 3  | -  | -  | -  | - | -  | -  | - | 1 | - | - | -  | - | - | 1 |    |



**Lisa 4.** Linnuliigid ja neile vastavad lühendid.

| Liik   | Lühend |
|--|--------|
| Raudkull ( <i>Accipiter nisus</i> )                  | ACCNIS |
| Aed-roolind ( <i>Acrocephalus dumetorum</i> )        | ACRDUM |
| Kõrkja-roolind ( <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> ) | ACRSCH |
| Sabatihane ( <i>Aegithalos caudatus</i> )            | AEGCAU |
| Sinikael-part ( <i>Anas platyrhynchos</i> )          | ANAPLA |
| Sookiur ( <i>Anthus pratensis</i> )                  | ANTPRA |
| Metskiur ( <i>Anthus trivialis</i> )                 | ANTTRI |
| Laanepüü ( <i>Bonasa bonasia</i> )                   | BONBON |
| Sõtkas ( <i>Bucephala clangula</i> )                 | BUCCLA |
| Hiireviu ( <i>Buteo buteo</i> )                      | BUTBUT |
| Öösorr ( <i>Caprimulgus europaeus</i> )              | CAPEUR |
| Karmiinleevike ( <i>Carpodacus erythrinus</i> )      | CARERY |
| Siisike ( <i>Carduelis spinus</i> )                  | CARSPI |
| Porr ( <i>Certhia familiaris</i> )                   | CERFAM |
| Kaelustuvi ( <i>Columba palumbus</i> )               | COLPAL |
| Ronk ( <i>Corvus corax</i> )                         | CORRAX |
| Rukkirääk ( <i>Crex crex</i> )                       | CRECRE |
| Kägu ( <i>Cuculus canorus</i> )                      | CUCCAN |
| Sinitihane ( <i>Cyanistes caeruleus</i> )            | CYACAE |
| Valgeselg-kirjurähn ( <i>Dendrocopos leucotus</i> )  | DENLEU |
| Suur-kirjurähn ( <i>Dendrocopos major</i> )          | DENMAJ |
| Väike-kirjurähn ( <i>Dendrocopos minor</i> )         | DENMIN |
| Talvike ( <i>Emberiza citrinella</i> )               | EMBCIT |
| Punarind ( <i>Erithacus rubecula</i> )               | ERIRUB |
| Must-kärbsenäpp ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )        | FICHYP |
| Väike-kärbsenäpp ( <i>Ficedula parva</i> )           | FICPAR |
| Metsvint ( <i>Fringilla coelebs</i> )                | FRICOE |
| Tikutaja ( <i>Gallinago gallinago</i> )              | GALGAL |
| Pasknäär ( <i>Garrulus glandarius</i> )              | GARGLA |
| Käosulane ( <i>Hippolais icterina</i> )              | HIPICT |
| Punaselg-õgija ( <i>Lanius collurio</i> )            | LANCOL |

---

|  |        |
|--|--------|
| Jõgi-ritsiklind ( <i>Locustella fluviatilis</i> )  | LOCFLU |
| Tutt-tihane ( <i>Lophophanes cristatus</i> )       | LOPCRI |
| Käbilind ( <i>Loxia sp.</i> )                      | LOXSPE |
| Ööbik ( <i>Luscinia luscinia</i> )                 | LUSLUS |
| Jääkoskel ( <i>Mergus merganser</i> )              | MERMER |
| Linavästrik ( <i>Motacilla alba</i> )              | MOTALB |
| Hall-kärbsenäpp ( <i>Muscicapa striata</i> )       | MUSSTR |
| Mänsak ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )          | NUCCAR |
| Peoleo ( <i>Oriolus oriolus</i> )                  | ORIORI |
| Rasvatihane ( <i>Parus major</i> )                 | PARMAJ |
| Musttihane ( <i>Periparus ater</i> )               | PERATE |
| Lepalind ( <i>Phoenicurus phoenicurus</i> )        | PHOPHO |
| Väike-lehelind ( <i>Phylloscopus collybita</i> )   | PHYCOL |
| Rohe-lehelind ( <i>Phylloscopus trochiloides</i> ) | PHYDES |
| Salu-lehelind ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )    | PHYLUS |
| Mets-lehelind ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )   | PHYSIB |
| Laanerähn ( <i>Picoides trydactylus</i> )          | PICTRI |
| Põhjatihane ( <i>Poecile montanus</i> )            | POEMON |
| Salutihane ( <i>Poecile palustris</i> )            | POEPAL |
| Vösaraat ( <i>Prunella modularis</i> )             | PRUMOD |
| Leevike ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )               | PYRULA |
| Pöialpoiss ( <i>Regulus regulus</i> )              | REGREG |
| Kadakatäks ( <i>Saxicola rubetra</i> )             | SAXRUB |
| Metskurvits ( <i>Scolopax rusticola</i> )          | SCORUS |
| Puukoristaja ( <i>Sitta europaea</i> )             | SITEUR |
| Turteltuvi ( <i>Streptopelia turtur</i> )          | STRTUR |
| Händkakk ( <i>Strix uralensis</i> )                | STRURA |
| Mustpea-põõsalind ( <i>Sylvia atricapilla</i> )    | SYLATR |
| Aed-põõsalind ( <i>Sylvia borin</i> )              | SYLBOR |
| Pruunselg-põõsalind ( <i>Sylvia communis</i> )     | SYLCOM |
| Väike-põõsalind ( <i>Sylvia curruca</i> )          | SYLCUR |
| Metsis ( <i>Tetrao urogallus</i> )                 | TETURO |
| Metstilder ( <i>Tringa ochropus</i> )              | TRIOCH |

---

---

|   |        |
|---|--------|
| Käblik ( <i>Troglodytes troglodytes</i> ) | TROTRO |
| Vainurästa ( <i>Turdus iliacus</i> )      | TURILI |
| Musträsta ( <i>Turdus merula</i> )        | TURMER |
| Laulurästa ( <i>Turdus philomelos</i> )   | TURPHI |
| Hoburästa ( <i>Turdus viscivorus</i> )    | TURVIS |

---

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Annabel Runnel,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Eesti kaitsealadel toimunud raiete seos metsalinnukoosluste muutumisega transektloenduste andmetel“, mille juhendajad on Asko Lõhmus ja Meelis Leivits reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Annabel Runnel*

**12.08.2020**